

Anwendung und Bewertung von Methoden zur Untersuchung und Charakterisierung von Inhaltsstoffen im Boden und im Grundwasser auf einem Industriestandort

Von der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig
zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Naturwissenschaften
(Dr.rer.nat.)
genehmigte
D i s s e r t a t i o n

von Ute Lampe
aus Wittingen

1. Referent: Prof. Dr. Dieter Zachmann
2. Referent: Prof. Dr. Thilo Streck
eingereicht am: 20.01.2003
Disputation am: 12.05.2003

Ich möchte mich an dieser Stelle bei Herrn Prof. Dr. D. Zachmann bedanken, der die Betreuung der Arbeit übernommen hat und der mich durch sein persönliches Interesse unterstützt und mir durch unzählige Diskussionen wertvolle Anregungen gegeben hat.

Bei Herrn Prof. Dr. Th. Streck bedanke ich mich sehr herzlich für die Übernahme des Korreferates.

Als Initiatoren des Forschungsprojektes danke ich Herrn Dr. M. Mrowietz und Herrn Dipl.-Geol. J. Röttcher für die wertvolle Zusammenarbeit und die gute Arbeitsatmosphäre sowie Herrn Dipl.-Ing. U. Maushake für die abschließende Unterstützung.

Meinen besonderen Dank richte ich an Herrn Dr. R. Rausch für die fruchtbaren Diskussionen und die Anregungen im Rahmen des Modellaufbaus. Bei Herrn Dipl.-Geol. T. Berg, Frau Dipl.-Geoökol. N. Kranz, Herrn Dipl.-Geol. H. Lepkojus, Frau Dipl.-Geol. H. Lohmann, Frau Dipl.-Geoökol. M. Schmehl Frau cand. geol. I. Schweda und Herrn cand. geol. N. Schweda möchte ich mich ausdrücklich für die gute und vertrauensvolle Zusammenarbeit im Rahmen des Forschungsprojektes bedanken. Ferner möchte ich es nicht versäumen, mich bei Frau R. Löhr, Frau S. Scheffler und Herrn O. Ewald für die zahllosen Analysen und die große Hilfsbereitschaft zu bedanken. Für das Engagement und die persönliche Unterstützung danke ich im Speziellen Herrn M. Witte.

Die vorliegende Arbeit basiert auf einem dreijährigen Forschungsprojekt, das in Zusammenarbeit mit einem Industriekonzerns am Institut für Geowissenschaften der TU Braunschweig realisiert wurde. Für die große Unterstützung und die Möglichkeit, im Rahmen dieser Arbeit Ergebnisse aus dem gemeinsamen Forschungsprojekt veröffentlichen zu dürfen, möchte ich mich ausdrücklich bei der Umweltabteilung des Konzerns bedanken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Problemstellung und Herangehensweise	6
3	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	8
3.1	Nutzung des Untersuchungsgebietes	8
3.2	Geologischer Aufbau des Untergrundes	8
3.3	Hydrogeologische Situation	11
3.4	Beschreibung des Altstandortes und der durchgeführten Detailuntersuchungen ..	13
4	Material und Methode	14
4.1	Bodenuntersuchungen	14
4.1.1	Rasterkartierung und Probenentnahme	14
4.1.2	Behandlung und Analyse der Bodenproben	15
4.1.3	DEV S4-Versuch	15
4.1.4	Methode der sequentiellen Elution	16
4.2	Grundwasseruntersuchungen	17
4.2.1	Messung der Milieubedingungen mit einer Multiparametersonde	17
4.2.2	Tiefenorientierte Grundwasserbeprobung	18
4.2.3	Behandlung und Analyse der Grundwasserproben	18
4.3	Geochemische und hydrochemische Betrachtungen	19
4.4	Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes	20
4.5	Simulation des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell	22
4.6	Statistische Methoden	23
4.6.1	Berechnung der Hintergrundgehalte und Extremwerte	23
4.6.2	Berechnung der Korrelationen zwischen den Elementen	24
4.7	Nutzung von Fremddaten	25

5	Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser des Untersuchungsgebietes.....	27
5.1	Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone	27
5.2	Horizontale Elementverteilung in der ungesättigten Bodenzone des Untersuchungsgebietes	35
5.3	Gegenüberstellung von Elementgehalten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser	36
6	Diskussion der Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser des Untersuchungsgebietes.....	40
6.1	Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone	40
6.2	Horizontale Elementverteilung in der ungesättigten Bodenzone des Untersuchungsgebietes	43
6.3	Gegenüberstellung von Elementgehalten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser	45
7	Detailuntersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik.....	48
7.1	Elementgehalte im Oberboden	49
7.2	Untersuchungen zur Bindung und Mobilität der Schwermetalle	51
7.3	Darstellung der hydrochemischen Bedingungen im Grundwasser	55
7.3.1	Ergebnisse der Messungen von Leitparametern	55
7.3.2	Änderung der Leitparameter in horizontaler Richtung	56
7.3.3	Änderung der Leitparameter in vertikaler Richtung	58
7.4	Schwermetallgehalte im Grundwasser der ehemaligen Galvanik.....	61
7.4.1	Lösungskonzentrationen im Grundwasser	61
7.4.2	Berechnung von Korrelationen zwischen den im Grundwasser gelösten Elementen.....	66
7.5	Geo- und hydrochemische Berechnungen	71
7.5.1	Berechnungen zur Mineralisation der Schwermetalle	71
7.5.2	Betrachtung von Mischungslösungen	80
7.5.3	Modellierung des Adsorptionsverhaltens der Schwermetalle	83
7.6	Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes	87

7.7	Berechnung des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell	90
8	Diskussion der Detailuntersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik.....	101
8.1	Schwermetallgehalte im Oberboden.....	101
8.2	Untersuchungen zur Bindung und Mobilität der Schwermetalle	102
8.3	Darstellung der hydrochemischen Bedingungen im Grundwasser	105
8.4	Schwermetallgehalte im Grundwasser der ehemaligen Galvanik.....	107
8.4.1	Lösungskonzentrationen im Grundwasser	107
8.4.2	Berechnung von Korrelationen zwischen den im Grundwasser gelösten Elementen.....	111
8.5	Geo- und hydrochemische Berechnungen	113
8.5.1	Berechnungen zur Mineralisation der Schwermetalle	113
8.5.2	Betrachtung von Mischungsrechnungen	115
8.5.3	Modellierung des Adsorptionsverhaltens der Schwermetalle	117
8.6	Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes	118
8.7	Berechnung des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell	120
9	Zusammenfassung	124
10	Verzeichnis der Symbole und Abkürzungen.....	127
11	Literaturverzeichnis.....	128
Anhang		

1 Einleitung

Die Untersuchungen zur Erkundung und Bewertung von kontaminierten Bereichen im Boden und im Grundwasser sowie die Grundlagen zur Abschätzung eines Gefahrenpotentials basierten in den letzten Jahrzehnten aufgrund uneinheitlicher Länderregelungen auf verschiedenen gesetzlichen wie auch fachlichen Normen. Die Bearbeitung von Verdachtsflächen oder Altlasten erfolgte auf der Basis länderspezifischer Handbücher und Regelwerke mit zum Teil unterschiedlichen Entscheidungsgrundlagen.

Dieser Zustand führte unter Umständen, je nach Wahl der Materialien, zu voneinander abweichenden Beurteilungen von Verdachtsflächen, insbesondere wenn unterschiedliche Grenzwerte zur Bewertung herangezogen wurden. In einigen Ländern wurde auf die Einführung von Grenzwertlisten gänzlich verzichtet. Dieses ermöglichte eine flexiblere Vorgehensweise, insbesondere bei Standorten, die einer weniger empfindlichen Nutzung (Gewerbegebiet, Industriegebiet) unterlagen und trug dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit stärker Rechnung.

Durch die Einführung nutzungsabhängiger Grenzwerte in den Ländern Berlin (SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN, 1993) und Nordrhein-Westfalen (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN, 1989) wurde dieser Missstand zum Teil behoben, wobei die Betrachtung von sogenannten Hintergrundgehalten für Inhaltsstoffe im Boden und Grundwasser weiterhin keine Berücksichtigung fand. Tatsächlich kann erst unter Einbeziehung von regionalen oder gebietsbezogenen Hintergrundgehalten eine Stoffbelastung zufriedenstellend bewertet werden. Die Einbeziehung von Hintergrundgehalten bietet die Möglichkeit, latent existierende Vorbelastungen geogenen oder diffusen Ursprungs von punktuell hohen Stoffeinträgen zu unterscheiden. Diese Entscheidungsgrundlage gewinnt insbesondere bei der Definition von Sanierungszielwerten an Bedeutung und sollte generell zur Vermeidung einer „Übersanierung“ Berücksichtigung finden.

Über das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) von 1998 sowie über die entsprechende Verordnung (BBodSchV) von 1999 ist erstmals ein formaler, bundesweit einheitlicher, gesetzlicher Rahmen zur Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen geschaffen worden (BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ, 1998; BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG, 1999). Neben dem Vorgehen zur Erkundung und Bewertung sind ergänzend die Anforderungen bei durchzuführenden Sanierungen beschrieben. Des Weiteren werden nutzungsabhängige Grenzwerte für umweltrelevante Schadstoffe im Boden und Grundwasser angegeben, die unter der Berücksichtigung von Hintergrundgehalten eines Standortes Anwendung finden sollen.

Obwohl mit dem BBodSchG und der BBodSchV bereits ein großer Fortschritt zur Vereinheitlichung der Herangehensweise im Rahmen der Altlastenerkundung erzielt wurde, bleibt offen, ob die bestehenden Mittel für eine angemessene Bewertung einer altlastverdächtigen Fläche ausreichen. Dieses betrifft insbesondere den Ansatz, anhand der Sickerwasserprognose über ein Eingreifen zu entscheiden, ohne das wirksame Gefährdungspotential für das Grundwasser näher zu betrachten. Darüber hinaus sind in den gesetzlichen Regelwerken Selbstreinigungsprozesse der einzelnen Kompartimente ebenso unberücksichtigt geblieben wie die Betrachtung der Mobilität von Inhaltsstoffen.

In der vorliegenden Arbeit werden am Beispiel eines seit Jahrzehnten intensiv genutzten Industriestandortes Untersuchungsmethoden zur Erkundung und Beurteilung von Boden- und Grundwasserkontaminationen unter Berücksichtigung von Hintergrundgehalten angewendet und hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung einer Stoffbelastung kritisch hinterfragt. Zusätzlich werden Untersuchungen zur Beurteilung des Verhaltens einzelner Stoffe im Boden und im Grundwasser angewandt und auf ihre Eignung geprüft.

2 Problemstellung und Herangehensweise

Bei der klassischen Untersuchung einer altlastverdächtigen Fläche folgt nach einer historischen Erkundung und der ersten Vorerkundung bei einem begründeten Verdacht die Detailerkundung. Die Detailerkundung soll umfassende Informationen über das Schadensausmaß und das Belastungspotential liefern, durch die ein Verdacht entweder ausgeräumt oder bestätigt werden kann, und Vorschläge für das weitere Vorgehen beinhalten. Im Rahmen der Erkundung bleibt der Untersuchungsumfang in der Regel auf die bekannten oder vermuteten Kontaminanten beschränkt. Zudem lassen die Erkundungen nur die Abgrenzung der Verunreinigung vom vermuteten unbelasteten Umfeld zu. Unter diesen Bedingungen ist es nicht möglich, eine aktuelle Kontamination von einer geogenen oder anthropogenen Vorbelastung abzugrenzen und zu einer standortgerechten Bewertung einer Verunreinigung zu gelangen. Darüber hinaus scheint die Definition von Sanierungszielwerten ohne Berücksichtigung der Hintergrundgehalte fragwürdig.

Ergänzend ist darauf hinzuweisen, dass die klassischen Untersuchungsmethoden kaum Aussagen über das Stoffverhalten und die Mobilität im Boden und Grundwasser zulassen und somit in der Regel keine Prognosen über zukünftige Entwicklungen getroffen werden können.

Um die Forderungen an eine standortgerechte Bewertung erfüllen zu können, sind umfangreichere Recherchen und zusätzliche Boden- und Grundwasseruntersuchungen im weiteren Umfeld einer Verdachtsfläche zwingend notwendig. Zur Beurteilung des Langzeitverhaltens von Schadstoffen bezüglich Mobilität und Abbau in den Kompartimenten Boden und Grundwasser, sind zudem begleitende Messungen von Leitparametern sowie von mit den Hauptkontaminanten vergesellschafteten Begleitparametern notwendig. Für eine abschließende Gefährdungsabschätzung sollten ergänzend Untersuchungen zum Stofftransport durchgeführt werden, die eine Beurteilung der Verlagerung von Inhaltsstoffen zulassen.

Aus diesen Überlegungen wurde ein Untersuchungskonzept erarbeitet, das unter Berücksichtigung von Hintergrundgehalten eine erschöpfende Beurteilung einer Verdachtsfläche hinsichtlich ihrer Schwermetallkontamination, des Verhaltens der Schwermetalle, der Verlagerung und der potentiellen Gefahr für die Umwelt gestatten soll. Das Konzept wird auf einem Industriestandort angewendet, der durch die seit Jahrzehnten anhaltende Nutzung eine starke flächendeckende anthropogene Überprägung erfahren hat.

Das Untersuchungskonzept beinhaltet im ersten Schritt eine flächendeckende Rasterkartierung und Beprobung der ungesättigten Bodenzone. Eine Beurteilung des Stoffbestan-

des erfolgt über die Berechnung von Hintergrundgehalten, die mittels des GRUBBS' Tests auf der Grundlage der Bodenanalysen ermittelt werden, und einem Vergleich der Gehalte mit überregionalen Hintergrundgehalten. Auf der Grundlage von Korrelationsberechnungen sollen Vergesellschaftungen von Elementen herausgearbeitet werden, um darauf aufbauend Aussagen über die Herkunft der Inhaltsstoffe treffen zu können. Über eine Darstellung der Extremwerte von Haupt- und Spurenelementen über die Fläche sollen Vergesellschaftungen von Elementen in der Fläche dargestellt und Konzentrationsüberschreitungen quantitativ und qualitativ abgebildet werden.

Ergänzend werden den Bodengehalten die gemessenen Lösungskonzentrationen im Grundwasser gegenübergestellt, um mögliche Beziehungen zwischen Boden- und Grundwasserinhaltsstoffen ableiten zu können. Die Bewertung, ob Grundwasserkontaminationen unmittelbar mit Bodenkontaminationen in Verbindung gebracht werden können, erfolgt über einfache statistische Verfahren.

Im zweiten Schritt werden die Ergebnisse, die aus der Untersuchung des gesamten Industriegeländes resultieren, für die Betrachtung eines Altstandortes auf dem Gelände vergleichend herangezogen. Im Rahmen dieser Detailuntersuchung ist zu klären, ob die Hintergrundgehalte eine ausreichende Grundlage zur Lokalisierung und Bewertung von Stoffbelastungen im Untergrund bieten. Vertiefend werden Untersuchungen zur Mobilität der Inhaltsstoffe im Boden und im Grundwasser durchgeführt. Durch Anwendung eines Grundwassermodells erfolgen abschließend Berechnungen zum Stofftransport am Beispiel des Altstandortes.

3 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

3.1 Nutzung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet bildet ein seit mehr als 70 Jahren zur Automobilherstellung genutztes Gelände. Die Herstellung umfasste im Laufe der Zeit sämtliche Stufen der Fertigung, die an wechselnden Standorten innerhalb der Hallenkomplexe untergebracht waren. Die Gesamtfläche mit einer Größe von $\sim 5,6 \text{ km}^2$, einer Ausdehnung in West-Ost-Richtung von ca. 3,5 km sowie in Nord-Süd-Richtung von durchschnittlich 2 km ist im Anhang 1 dargestellt.

Das Werksgelände ist zu ca. 50 % versiegelt, wovon ein großer Teil überbaut ist. Die Bebauung des Geländes begann im Süden mit dem Hallenkomplex entlang des Schifffahrtskanals (vgl. Anh. 1) und wurde mit den nördlich anschließenden Hallen fortgesetzt. Eine erneute Erweiterung des Werkes Mitte des letzten Jahrhunderts führte zu einer Bebauung des Gebietes westlich des Betriebswasserrückhaltebeckens (BWRHB) bis an die heutige westliche Werksgrenze. In jüngster Zeit ist das Gelände im Südwesten durch den Bau weiterer Abstellflächen erweitert worden.

Die schrittweise Erweiterung des Werkes hatte zur Folge, dass jeweils angrenzende, ungenutzte Bereiche zeitweise zur Ablagerung von Produktionsabfällen dienten. Solche Ablagerungsbereiche waren sowohl großflächige Deponien im nördlichen und nordwestlichen Bereich des Werksgeländes, in denen Produktionsabfälle, Gewerbe- und Hausmüll abgelagert wurden, als auch kleinere Gruben, die in der Regel mit Produktionsabfällen verfüllt wurden. Während die Art und Menge der Abfälle, die in den Deponien abgelagert wurden, dokumentiert sind, existieren über die Grubenverfüllungen keine vollständigen Informationen hinsichtlich Lage, Ausdehnung und Abfallzusammensetzung. Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass diese Ablagerungen potentielle Schadstoffquellen für den Boden und das Grundwasser darstellen. So sind die über Luftbildauswertungen, Personenbefragungen, Bodenuntersuchungen und Baumaßnahmen lokalisierten Verfüllungen bereits untersucht und gegebenenfalls saniert worden.

3.2 Geologischer Aufbau des Untergrundes

Das Untersuchungsgebiet liegt im Aller-Urstromtal, das im Pleistozän angelegt und mit Saale- und Weichselzeitlichen Lockersedimenten verfüllt ist (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN, 1994, 1996; WOLDSTEDT, 1929). Die Mächtigkeiten der

quartären Deckschichten in diesem Gebiet betragen im Durchschnitt 40 m, wobei die größten Mächtigkeiten mit bis zu 50 m im südöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes durch Bohrungen belegt sind (LAMPE u. ZACHMANN, 2000b). Die Quartärbasis bildet Tonstein des Unteren Jura, der im Bereich des Werksgeländes eine Mächtigkeit von 240 m aufweist (PHILIPP, 1960). Ein Lageplan des Untersuchungsgebietes kann dem Anhang 1 entnommen werden. Eine Darstellung der quartären Mächtigkeiten ist im Anhang 2 dokumentiert.

Zur Veranschaulichung der Quartärgeologie im Untersuchungsgebiet und der Eingliederung des Bereiches in die Umgebung wurden geologische Profilschnitte angelegt. Die Lage und der Verlauf der Schnitte sind im Anhang 3.1 dargestellt, während die Profilschnitte den Anhängen 3.2 bis 3.8 entnommen werden können. Die Schnittdarstellungen bilden fünf Profilschnitte in Nord-Süd-Richtung sowie zwei Schnitte in West-Ost-Richtung, die auf geologische Schichtbeschreibungen von Bohrungen auf dem Werksgelände und von der Umgebung basieren (LAMPE u. ZACHMANN, 2000b). Zur grafischen Aufbereitung der Bohrdaten diente das Expertenprogramm GEODIN-BASE (1992) in Verbindung mit dem CAD-Modul GEODIN-GRAPH (1992).

An den geologischen Profilschnitten wird deutlich, dass das Aller-Urstromtal im Bereich des Werksgeländes großräumig mit Sanden und Kiesen verfüllt ist, die vereinzelt von Geröllen unterlagert oder durchsetzt sind. Dabei ist tiefenabhängig eine Gradierung in der Korngrößenzusammensetzung zu beobachten. So sind in den obersten 10 m in der Häufigkeit Mittelsande und Feinsande mit wechselnden Anteilen sedimentiert, während zur Tiefe vermehrt Mittelsande mit zunehmendem Grobsand- und Kiesanteil auftreten. Stellenweise sind Kieslagen mit geringer Ausdehnung zwischengeschaltet.

Kleinräumigere Ablagerungen von bindigen Sedimenten in Form von Beckentonen werden im Nordwesten des Werksgeländes in linsenförmigen Strukturen bis in 30 m Tiefe angetroffen. An der nördlichen Grenze des Geländes tritt der Beckenton in größerer Mächtigkeit bis 2 m auf und erreicht dort eine Ausdehnung von bis zu 400 m in Nord-Süd- und 300 m in West-Ost-Richtung. Zudem sind westlich vom Werksgelände lokal Lagen von Beckenton mit wenigen Metern Mächtigkeit erbohrt worden (vgl. Anh. 3.2 bis 3.5, 3.7 und 3.8).

Im alten Überschwemmungsbereich des Vorfluters, der den nördlichen Bereich des Werksgeländes mit einschließt, ist verbreitet Torf von bis zu 1 m Mächtigkeit abgelagert. Die Verbreitung dieser Fazies wird an den Profilschnitten im Anhang 3.5 und 3.7 deutlich. Ferner wurden im südlichen Bereich des Werksgeländes lokal organische Bestandteile

erbohrt, die in schmalen Bändern bis zur Quartärbasis zwischengeschaltet sind (s. Anh. 3.8).

Geschiebe treten im Bereich des Werksgeländes nur lokal begrenzt auf und dürften als umgelagertes Material angesehen werden. Dagegen sind Geschiebemergel und Geschiebelehme bis 32 m Mächtigkeit sowohl westlich als auch nördlich und nordöstlich des Werksgeländes flächig abgelagert (vgl. Anh. 3.2 bis 3.6). Zum Teil werden sie von mächtigen Vorschüttsanden (Anh. 3.3, Bohrungen 24/024 und 24/025) überlagert. Südlich des Werksgeländes wurden Geschiebelehme erst wieder im Bereich des angrenzenden Stadtgebietes erbohrt, die aber keine flächigen Zusammenhänge erkennen lassen.

Anthropogene Aufschüttungen werden in nahezu allen Bereichen des Werksgeländes bis 2 m unter Gelände angetroffen. Die künstlichen Aufschüttungen können grundsätzlich in drei Kategorien unterteilt werden:

- 1) Auffüllungen mit Sanden von bis zu 2,3 m Mächtigkeit, die zum Teil aufgeschwemmt oder zur Baugründung aufgebracht wurden und lokal von Steinen und Geröllen durchsetzt sind,
- 2) Grubenverfüllungen, von mehreren Quadratmetern Ausdehnung und bis zu 2 m Mächtigkeit, die in der Häufigkeit Produktionsabfälle (Altablagerungen) und zum Teil Bau-schutt enthalten,
- 3) Deponien, die der Ablagerung von Produktionsabfällen und Hausmüll dienten und im Bereich der Betriebsdeponie I eine Mächtigkeit von ca. 5 m und im Bereich der Betriebsdeponie II eine Mächtigkeit von bis zu 4,4 m erreichen (vgl. Anh. 3.3, 3.5 u. 3.7).

Die Verfüllungen und Ablagerungen werden häufiger bis in die Grundwasserwechselzone von ca. 2 m unter Gelände angetroffen.

Die Quartärbasis taucht im Bereich des Werksgeländes von Süden nach Norden ab, ein Trend, der in allen Nord-Süd-Schnitten (Anh. 3.2 bis 3.6) deutlich wird. Lokale Hochpunkte der Quartärbasis liegen in den Bereichen der Betriebsdeponien I und II. Dabei ist nicht auszuschließen, dass diese Hochpunkte durch einen Rücken miteinander verbunden sind, der an eine südlich gelegene, in West-Ost-Richtung streichende Rinne angrenzt. An den West-Ost-Schnitten ist gleichermaßen eine Neigung der Quartärbasis in westlicher Richtung erkennbar, die jedoch wesentlich schwächer ausgeprägt ist als die in nördlicher Richtung (Anh. 3.7 und 3.8) (LAMPE u. ZACHMANN, 1999).

3.3 Hydrogeologische Situation

Aufgrund der Stratigraphie der quartären Deckschichten ist im Bereich des Untersuchungsgebietes von einem Grundwasserleiter auszugehen. Der untere Jura, der im Untersuchungsgebiet die Quartärbasis bildet, kann bei einem mittleren Durchlässigkeitsbeiwert von $6,3 \times 10^{-11}$ m/s (SIMONS + PARTNER GMBH, 1991) als Grundwasserstauer angesehen werden.

Die hydraulischen Leitfähigkeiten der Mittel- und Feinsande im oberen Bereich des Grundwasserleiters wurden in Pumpversuchen mit $1,8 \times 10^{-4}$ bis $6,6 \times 10^{-4}$ m/s ermittelt (TRISCHLER u. PARTNER GMBH, 1998; IUP INGENIEURGESELLSCHAFT MBH, 1999). Für den unteren Bereich des Grundwasserleiters, der zum Teil deutlich mittelsandiger ist und einen höheren Kiesanteil aufweist, können kf-Werte zwischen 1×10^{-3} bis 2×10^{-3} m/s angenommen werden (SIMONS + PARTNER GMBH, 1990).

Der Grundwasserflurabstand beträgt im Mittel ca. 2 m. Dem Grundwassergleichenplan im Anhang 4 ist zu entnehmen, dass die Grundwasserfließrichtung im Allgemeinen von Süden nach Norden bzw. Nordwesten auf den nördlich des Werksgeländes verlaufenden Vorfluter gerichtet ist. Da die Druckspiegelfläche sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in der nördlich angrenzenden Geest jeweils in Richtung des Vorfluters geneigt ist, wirkt das Gewässer auch großräumig als Hauptvorfluter.

Die Spannweite der Grundwasserschwankungen wurde über einen Beobachtungszeitraum von 6 Jahren vom Februar 1994 bis Mai 2000 zwischen 40 und ~80 cm ermittelt. Die größten Schwankungen werden im Nordwesten des Untersuchungsgebietes beobachtet, während im Osten geringere Wasserstandsänderungen auftreten.

Weitere Oberflächengewässer bilden der Schifffahrtskanal und das Hafenbecken, die das Untersuchungsgebiet im Süden vom angrenzenden Stadtgebiet trennen. Der Kanal hat eine Breite von ca. 40 m und ist im Untersuchungsgebiet streckenweise beidseitig bis in eine Tiefe von ~10 m gespundet (s. Anh. 4). Die Kanaltiefe liegt zwischen 3,5 m unter dem Wasserspiegel (u. WSP) im nicht gespundeten und 4 m u. WSP im ausgebauten Abschnitt. Im Kanal wird über eine Wasserhaltung ein konstanter Wasserspiegel von 56 m NN angestrebt, wodurch im Bereich des Untersuchungsgebietes das Druckpotential im Kanal permanent mit ungefähr 40 cm Wassersäule über dem des angrenzenden Grundwasserleiters liegt (s. Anh. 4).

Ein künstlich angelegtes Binnengewässer bildet das Betriebswasserrückhaltebecken (BWRHB) im Nordwesten des Werksgeländes. Es besitzt eine Ausdehnung von rund $680 \times 460 \text{ m}^2$ bei einer maximalen Tiefe von 14 m (HARTUNG u. PARTNER

INGENIEURGESELLSCHAFT MBH, 1992). Der Wasserstand im Becken liegt bei einem konstanten Niveau von 56 m NN ebenfalls über dem des Grundwassers, so dass der hydraulische Gradient anhaltend auf den Grundwasserkörper gerichtet ist. Die Versickerungsverluste aus dem Becken sind aufgrund einer mittleren Durchlässigkeit der Basis von $3,5 \times 10^{-6}$ m/s vernachlässigbar.

Kleinere Vorfluter innerhalb des Werksgeländes sind entweder an der Basis gedichtet oder haben wegen ihrer Randlage nur einen unbedeutenden Einfluss auf die Strömungsprozesse im Untersuchungsgebiet (LAMPE u. ZACHMANN, 2000a).

Grundwasserentnahmen erfolgen aufgrund von Bau- oder Sanierungsmaßnahmen auf dem Werksgelände sowie im südwestlichen Bereich über ein Regenrückhaltebecken (RRHB) (vgl. Anh. 4). Dabei beträgt der Anteil der Grundwasserentnahmen auf dem Werksgelände weniger als 4 % und der über das RRHB ~21 % am Gesamtdurchfluss von ~3 Mio. m³/Jahr.

Als weitere Senke in der Wasserbilanz ist die Abwasser- und Regenwasserkanalisation des Werkes zu nennen, die aufgrund von Alterungsprozessen und Undichtigkeiten partiell eine drainierende Wirkung aufweist.

Zusätzliche Auswirkungen auf die Strömungsbedingungen im Untersuchungsgebiet haben Bauwerke mit tiefen Fundamenten, die bis in den Bereich des Grundwasserleiters gegründet sind. Dazu zählen Fundamente, Tunneldurchfahrten, Versorgungsschächte sowie lokal eingepasste Schlitzwände, die bis in eine Tiefe von 20 m in den Untergrund reichen können. Diese Bauwerke sind aufgrund ihrer Barrierewirkung insbesondere für kleinräumige Strömungs- und Transportbetrachtungen von Bedeutung, spielen aber aufgrund der vergleichsweise geringen Ausdehnung bei einer Betrachtung des Abstroms im gesamten Gebiet nur eine untergeordnete Rolle.

Die Grundwasserneubildung liegt in Abhängigkeit vom Versiegelungsgrad und –material zwischen 6 % in stark überbauten Bereichen und 42 % in Gleisbereichen vom Niederschlag (LAMPE u. ZACHMANN, 1999). Bei einer mittleren Niederschlagsmenge von 530 mm kann von einer durchschnittlichen Grundwasserneubildung von rund 60 mm ausgegangen werden.

3.4 Beschreibung des Altstandortes und der durchgeführten Detailuntersuchungen

Der Altstandort liegt in einem Hallenabschnitt des ältesten Hallenkomplexes des Werkes (Baujahr 1938) und ist im Anhang 1 schraffiert dargestellt. In dem markierten Bereich war bis 1991 die Galvanik des Werkes untergebracht. Im Rahmen von Abrissarbeiten wurden Undichtigkeiten an den alten Tauchbecken und den Rohrleitungen festgestellt. Zusätzliche Stoffeinträge durch Produktionsstörungen während des Betriebes von 50 Jahren können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Die anschließende Ersterkundung des Standortes wies stärkere Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers unter anderem durch die Schwermetalle Chrom, Kupfer, Nickel und Zink auf. Die Untersuchungen ergaben, dass aufgrund der lokalen Einträge die Verunreinigungen nesterartig aufkonzentriert waren, so dass im Bereich stärkster Verunreinigungen drei Sanierungsbrunnen als Sicherungs- und Sanierungsmaßnahme eingerichtet wurden.

Zur Untersuchung des Stoffverhaltens und der Stoffausbreitung von ausgewählten Schwermetallen wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes von 1997 bis 2000 detaillierte Boden- und Grundwasseruntersuchungen im Bereich der ehemaligen Galvanik durchgeführt. Zur Bestimmung des Stoffbestandes im Boden wurden an Bodenproben aus dem südlichen Kontaminationsbereich der Halle die Schwermetallgesamtgehalte untersucht. An ausgewählten Proben fand ergänzend die Methode der sequentiellen Elution zur Bestimmung der Schwermetall-Bindungsformen Anwendung.

Die Grundwasseruntersuchungen wurden begleitend zu einem Versickerungsversuch durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden über eine künstliche Beregnung auf einer Fläche von ca. 60 m² die Schwermetalle aus der ungesättigten Zone ausgeschwemmt und über das Grundwasser mittels Abfangbrunnen gefasst. Die Beregnung erfolgte im Intervallbetrieb bei einer täglichen Spende von 5 m³. Während des Betriebes von 5 Monaten sind 14-tägig tiefenorientierte Grundwasserbeprobungen an Grundwassermessstellen und Abfangbrunnen im unmittelbaren Bereich des Testfeldes durchgeführt worden. Ergänzend wurden vor, während und nach der Versuchsphase an allen weiteren Messstellen in der Halle tiefenorientierte Grundwasserproben genommen. Zur Erfassung möglicher Veränderungen im Grundwassermilieu sind begleitend an drei Terminen vor, während und nach der Versuchsphase an allen Grundwassermessstellen Messungen mittels einer Multiparametersonde durchgeführt worden.

4 Material und Methode

4.1 Bodenuntersuchungen

4.1.1 Rasterkartierung und Probenentnahme

Zur Ermittlung der räumlichen Verteilung der Elementgehalte im Untersuchungsgebiet sind in einem Raster von ca. 125x125m 262 Rammkernsondierungen bis in eine Tiefe von 2 m durchgeführt worden. Die Verteilung der Bohrpunkte über das Gebiet ist im Anhang 6.1 dargestellt.

Aus technischen Gründen mussten versiegelte oder überbaute Flächen aus der Kartierung ausgeschlossen werden. Dieses betrifft in erster Linie die Produktionshallen, Dienstleistungsgebäude und die Parkplätze. Bohrpunkte, die im Raster auf Straßen, Gehwegen oder im Bereich von erdverlegten Versorgungsleitungen zu liegen kamen, wurden auf nahegelegene, offene Punkte verlegt. Auf einige Bohrungen musste dabei mangels vertretbarer Ersatzpunkte gänzlich verzichtet werden. Zudem wurden stillgelegte Betriebsdeponien von der Kartierung ausgeschlossen, da sie aufgrund der speziellen Nutzung keine repräsentativen Probenentnahmepunkte für das Gelände bilden. Die Lage der Deponieflächen kann dem Anhang 6.1 entnommen werden.

Die Rammkernsondierungen wurden mit einem Bohrgestänge von 1 Zoll Durchmesser bis an den Bereich der gesättigten Bodenzone durchgeführt. Von allen Sondierungen ist ein Schichtenverzeichnis angelegt und eine Mischprobe genommen worden. Die Bodenproben wurden in Braunglasflaschen aufbewahrt und bis zur Analyse in einer kühlen und trockenen Atmosphäre gelagert.

Abschließend muss darauf hingewiesen werden, dass durch die Verlegung von Bohrpunkten die Beprobung nicht rein zufallsbedingt ist. So wurden durch diese Maßnahme zum Teil Punkte beprobt, die bereits in der Vergangenheit unbebaut und gut zugänglich waren und die damit potentielle Ablagerungsflächen für Produktionsrückstände bildeten. Dennoch wird aus dem Lageplan deutlich, dass die Mehrzahl der Bohrpunkte dem Raster folgen, so dass die Verteilung insgesamt als repräsentativ angesehen werden kann.

4.1.2 Behandlung und Analyse der Bodenproben

Für die chemische Analyse wurde das Probenmaterial luftgetrocknet und auf eine Korngröße von $<125\ \mu\text{m}$ gesiebt. Damit ist die Korngrößenfraktion maßgebend, in der bevorzugt eine Akkumulation von Schwermetallen zu erwarten ist. Außerdem wird durch diese Methode die Abhängigkeit der Elementkonzentrationen von der Korngrößenverteilung ausgeschaltet. Die gemessenen Konzentrationen sind dementsprechend auf die Einwaa-ge zu beziehen.

Die Bodenproben sind mit dem Königswasseraufschluss nach DIN 38414-7 (1983) aufgeschlossen und auf **die Hauptelemente**

- Al, B, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn und Na sowie

die Spurenelemente

- Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sc, Sr, Ti, V, Y, Yb, Zn und Zr

analysiert worden.

Die Messungen wurden mittels ICP-OES (Fa. A-RL u. FISIONS) sowie ICP-MS (Fa. MICROMAS) nach DIN EN ISO 11885 (1998) durchgeführt.

4.1.3 DEV S4-Versuch

Zur Beurteilung der Mobilisierbarkeit von Elementen aus der ungesättigten Bodenzone wurden an ausgewählten Bodenproben der DEV S4-Versuch nach DIN 38414-4 (1984) durchgeführt. Bei diesem Versuch werden die Proben in destilliertem Wasser 24 Stunden geschüttelt und anschließend filtriert.

Abweichend von der DIN-Vorschrift, die einen Membranfilter der Porenweite von $0,45\ \mu\text{m}$ vorschreibt, erfolgte die Filtration mit einem Filter der Porenweite von $0,2\ \mu\text{m}$. Diese Modifikation ist insofern sinnvoll, da mit der vorgeschriebenen Porenweite Feinstpartikel häufiger nicht vollständig aus dem Eluat entfernt werden, die dann zu fehlerhaften Messergebnissen führen können.

4.1.4 Methode der sequentiellen Elution

Als weiteres Elutionsverfahren wurde an vier Bodenproben aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik, die unterhalb des Betonbodens in einer Tiefe von 0,2 bis 0,5 m entnommen worden waren, die Methode der sequentiellen Elution angewendet. Im Gegensatz zum S4-Versuch, der lediglich zur qualitativen und quantitativen Bestimmung von Stoffen aus auslaugbaren Materialien dient, sind über die Methode der sequentiellen Elution Aussagen über die Bindungsformen und –stärken der Elemente in Böden möglich.

Bei dem Verfahren werden mittels unterschiedlicher Extraktionsmittel, die aufeinander folgend bei der gleichen Bodenprobe zum Einsatz kommen, die Elemente sukzessive aus der Bodenmatrix gelöst. Durch dieses Vorgehen werden in jedem Extraktionsschritt spezifische Bindungsformen bevorzugt gelöst. Die Elemente werden somit operationell aus der Matrix getrennt, d.h. es erfolgt keine unmittelbare Bestimmung der Art der Bindung.

Die Methode ermöglicht es, aufgrund der Neigung der Schwermetalle zu bestimmten Bindungsformen und bevorzugten Bindungspartnern sowohl quantitative als auch qualitative Aussagen über die Verfügbarkeit bzw. Mobilität der Elemente zu treffen.

Das Verfahren der sequentiellen Elution wird von verschiedenen Autoren beschrieben (u.a. TESSIER et al., 1979; FÖRSTNER u. CALMANO, 1982; FÖRSTNER, 1987; GUNN et al., 1988; ZELEN u. BRÜMMER, 1989, 1991; JAKOB et al., 1990), wobei die vorgeschlagenen Verfahrensweisen jeweils in mehr oder weniger starkem Maße differieren.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Methode nach JAKOB et al. (1990) verwendet, die eine effiziente Differenzierung in die jeweiligen mineralogischen Fraktionen zulässt. Dabei werden in den einzelnen Schritten folgende Bindungsformen bevorzugt gelöst:

Schritt 1: Austauschbare, adsorptiv gebundene Fraktion (bevorzugt an Tonminerale, Karbonate, u.a.),

Extraktionsmittel: 1m Ammoniumacetatlösung (pH 7).

Schritt 2: Adsorptiv an und mineralisch in Karbonate gebundene Fraktion,

Extraktionsmittel: 1m Natriumacetatlösung (pH 5).

Schritt 3: Leicht reduzierbare Fraktion (bevorzugt Mn-Oxide),

Extraktionsmittel: 0,1m Hydroxylammoniumchloridlösung (pH 2).

Schritt 4: Weniger leicht reduzierbare Fraktion (bevorzugt Fe-Oxide),

Extraktionsmittel: 0,2m Ammoniumoxalat-Oxalsäurelösung (pH 3).

Schritt 5: Sulfidisch und organisch gebundene Fraktion,
Extraktionsmittel: Wasserstoffperoxid (30%).

Schritt 6: Residual gebundene Fraktion (stabile Silikate und Oxide),
Extraktionsmittel: HNO_3 , HClO_4 , HF (5:2:7).

Zur Abschätzung der Vollständigkeit der Elution wurden an allen Proben ergänzend die Gesamtgehalte über den Königswasseraufschluss n. DIN (DIN 38414-7, 1983) bestimmt.

4.2 Grundwasseruntersuchungen

4.2.1 Messung der Milieubedingungen mit einer Multiparametersonde

Um die Verteilung und Mobilität der Schwermetalle in Abhängigkeit von den Milieubedingungen beschreiben zu können, sind die Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik über die Tiefe mittels einer Multiparametersonde vermessen worden.

Für die Messungen wurde ein Messgerät der Fa. SEBA, Kaufbeuren, eingesetzt, mit dem in einem Schritt die Leitparameter Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt gemessen und die Daten mittels eines integrierten Datenspeichers gespeichert werden können.

Mit einem Durchmesser von knapp 5 cm ist der Einsatz der Sonde in Grundwassermessstellen bis 2 Zoll Rohrdurchmesser möglich, so dass nahezu alle Messstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik mit diesem Gerät vermessen werden konnten. Ausnahmen bildeten die bis zu 42 m tiefen Grundwassermessstellen KB 1, KB 2 und KB 3, deren Verrohrungen lediglich im Außendurchmesser 2 Zoll aufwiesen. Für diese Messstellen wurde eine Sonde mit einem schmaleren Messkopf der Fa. PHYTEC, Braunschweig, eingesetzt, die wegen der kleineren Bauweise jedoch auf die Messparameter Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert beschränkt war. Die Messungen wurden an diesen Messstellen nur am ersten Termin durchgeführt.

Die Aufnahme eines vertikalen Messprofils erfolgte an allen Grundwassermessstellen in Schrittweiten von 25 cm.

4.2.2 Tiefenorientierte Grundwasserbeprobung

Zur Erfassung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Elementgehalte im Grundwasser der ehemaligen Galvanik wurden tiefenorientierte Grundwasserbeprobungen durchgeführt. Die Beprobungen beschreiben die Konzentrationsentwicklung von Dezember 1998 bis Januar 2000. Dabei wurde in den ersten sechs Monaten ein 14-tägiger Beprobungsrhythmus angestrebt, während im Anschluss mit zwei zusätzlichen Beprobungen nach jeweils vier Monaten der Zyklus abgeschlossen wurde.

Die Beprobungstiefen für die einzelnen Messstellen wurden zunächst anhand der Ergebnisse von Messungen mit der Multiparametersonde (s. Kap. 4.2.1) festgelegt. Über zwei weitere Messungen nach jeweils drei Monaten erfolgte eine Überprüfung der gewählten Tiefen.

Die Grundwasserbeprobung wurde mit einem Tiefenprobenentnahmegerät aus Plexiglas der Fa. NORDMEYER, Peine, ungefähr 14 Tage nach einer zuvor erfolgten Profilvermessung durchgeführt. Das Tiefenprobenentnahmegerät kann bei einem Durchmesser von 4 cm bereits in 2-Zoll-Messstellen eingesetzt werden und erlaubt eine gezielte Probenentnahme von $\frac{1}{2}$ l Flüssigkeit aus einer definierten Tiefe. Es wird im geöffneten Zustand in die Grundwassermessstelle herabgelassen und in der gewünschten Tiefe über einen speziellen Mechanismus geschlossen.

Die Grundwasserproben wurden in 250 ml Weißglasflaschen möglichst luftfrei abgefüllt und bis zur Analyse kühl aufbewahrt. Vor Ort wurden ergänzend die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert gemessen.

Obwohl die Beprobungen jeweils von der geringsten zur größten Tiefe erfolgten, kann aus verfahrenstechnischen Gründen eine Verschleppung von Probenmaterial aus einer anderen Tiefe nicht völlig ausgeschlossen werden. Die deutlich erkennbaren Schichtungen im Probennehmer weisen allerdings auf nahezu ungestörte Entnahmebedingungen hin.

4.2.3 Behandlung und Analyse der Grundwasserproben

Die Grundwasserproben wurden im Labor mit einem 0,2 µm Filter filtriert und mit HNO₃ konserviert. Die Messungen der Hauptelemente erfolgten in der Regel mit einem ICP-OES der Fa. A-RL und FISIONS. Die Spurenelemente wurden sowohl mit dem ICP-OES als auch mit einem ICP-MS der Fa. MICROMAS gemessen.

An einzelnen Grundwasserproben mit erhöhten Chrom(ges.)-Konzentrationen wurde zusätzlich die Modifikation Chrom(III) bestimmt, während der Anteil an Chrom(VI) über Differenzbildung berechnet wurde.

Die Trennung von Chrom(III) und Chrom(VI) aus der Matrix der Grundwasserprobe erfolgte über einen Anionen-Austauscher. Beim Durchgang der Wasserprobe durch die Säule wird Chrom(VI) am Austauscher adsorbiert, so dass lediglich Chrom(III) in das Eluat gelangt, welches mittels ICP-OES analysiert wurde. Die Nachweisgrenze für Chrom(III) liegt bei $<0,001$ mg/l.

4.3 Geochemische und hydrochemische Betrachtungen

Zur Beurteilung von geo- und hydrochemischen Prozessen im Grundwasser sind auf der Grundlage der Grundwasseruntersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik Modellrechnungen mit den Programmen PHREEQC (PARHURST u. APPELLO, 1999) und WATEQ4F (APPELO u. POSTMA, 1994; BALL et al., 1987; BALL u. NORDSTROM, 1991) durchgeführt worden. Vorab wurden die Elemente Cr und Ni, die im Programm PHREEQC nicht implementiert sind, über die relevanten thermodynamischen Konstanten und Reaktionsgleichungen in das Programm integriert (BABUSHKIN et al., 1985; NAUMOV et al., 1974; ROBIE et al., 1978; WAGMAN et al., 1982; WATEQ4F, 1995; WOODS u. GARRELS, 1987).

Auf der Grundlage analysierter Lösungskonzentrationen wurden für jede Grundwassermessstelle die Sättigungsindizes relevanter Mineralisationen berechnet. In einem weiteren Schritt sind an ausgewählten Messstellen die Bedingungen für eine Mineralisation bzw. Mobilisierung der Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn unter jeweils veränderten Randbedingungen untersucht worden. Ergänzend wurden vermutete Einflüsse durch Fremdwasser über Mischungsrechnungen näher untersucht.

Zur Beurteilung der Auswirkungen von Adsorptionsprozessen auf die Elemente Cr, Ni, und Zn wurde das Ionen-Austausch-Modell des Programms PHREEQC angewendet. Der Modellansatz basiert auf einer Mischungsrechnung zwischen einer Lösungskonzentration im Porenraum einer Bodensäule mit bestimmter Gleichgewichtskonzentration und einer Lösung, die die Säule durchströmt. Über die Dauer der Simulation wird die Ausgangslösung durch die nachströmende Lösung sukzessive aus dem Porenraum verdrängt, bis ein stationärer Zustand erreicht ist. Aufgrund des Modellansatzes müssen die gemessenen Lösungskonzentrationen über den jeweiligen Beobachtungszeitraum einen stetigen Ver-

lauf aufweisen, d.h. sie sind entweder stetig zunehmend, abnehmend oder anhaltend konstant. Als Randbedingung kann die Wirkung eines Adsorbers in Form einer Oberflächenaktivität oder einer definierten Austauschkapazität formuliert werden.

Die Adsorption wird in dem Modellansatz unter der Annahme berücksichtigt, dass die thermodynamische Aktivität einer Austauscherspezies in der stationären Phase (hier: Boden) der Aktivität einer äquivalenten Fraktion in der zugehörigen Lösung entspricht (PARKHURST u. APPELO, 1999).

4.4 Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes

Für die Anwendung des Grundwasserströmungs- und Transportmodells werden neben den Parametern zur Berechnung der Grundwasserströmung zusätzlich stoffspezifische Parameter benötigt, die Wechselwirkungen der im Grundwasser gelösten Inhaltsstoffe mit der Festphase, Zerfallsprozesse sowie biologische Prozesse berücksichtigen. Die Verlagerung von Schwermetallen wird vor allem durch hydro- und geochemische Prozesse im Grundwasser beeinflusst, die in den Modellen unter anderem über vereinfachte mathematische Lösungsverfahren beschrieben werden können. Im Programm FEFLOW, das zur Berechnung des Stofftransportes Anwendung fand, werden diese Prozesse über Adsorptions-Isotherme berücksichtigt. Zur Berechnung des Stofftransportes im Bereich der ehemaligen Galvanik wurde die Henry-Adsorptions-Isotherme gewählt, die entsprechend der Gleichung 1 über eine lineare Beziehung zwischen der Konzentration in der Festphase und einem spezifischen Sorptionskoeffizienten die Berechnung der Lösungskonzentration erlaubt:

$$\frac{C^s}{C^f} = \chi(C^f) = \kappa \quad [1]$$

C^s = Konzentration an der Festphase
 C^f = Konzentration in der flüssigen Phase
 $\chi(C^f)$ = Funktion der Adsorption
 κ = spezifischer Sorptionskoeffizient

Die Gleichung 2 gibt die Beziehung zwischen der Adsorptions-Isotherme und dem Verzögerungsfaktor R wieder (DIERSCH, 1998):

$$R = \varepsilon + (1 - \varepsilon) \cdot \chi(C^f) \quad [2]$$

R = Retardationsfaktor

ε = Porosität

Aufgrund der Beziehung zwischen dem Retardationsfaktor und der Adsorptions-Isotherme erfolgte im ersten Schritt auf der Grundlage von gemessenen Durchbruchkurven die Ermittlung von Retardationsfaktoren für die Elemente Cr, Ni und Zn. Dazu wurden die Durchbruchkurven mittels eines analytischen Lösungsverfahrens zur Berechnung von Stofftransportproblemen modelliert. Im zweiten Schritt wurden unter Anwendung von Gleichung 2 die spezifischen Sorptionskoeffizienten der einzelnen Elemente bestimmt.

Die Durchbruchkurven bilden beobachtete Konzentrationsentwicklungen nach, die im Abstrom des Testfeldes (s. Kap. 3.4) an ausgewählten Grundwassermessstellen analysiert wurden. Die Messwerte weisen über den Beobachtungszeitraum, auf der Basis einer Hintergrundbelastung, einen Konzentrationsanstieg bis zu einem Maximum sowie ein anschließendes Abklingen bis zu der Ursprungskonzentration auf. Dieser Kurvenverlauf deutet auf einen jeweils einmaligen, punktuellen Stoffeintrag hin, so dass der nachfolgende analytische Lösungsansatz für die Abschätzung des Retardationsfaktors angewendet werden konnte (BEAR, 1972):

$$c(x, y, t) = \frac{\Delta M}{n_e \cdot h_m} \cdot \frac{1}{4 \cdot \pi \cdot (D_L \cdot D_T)^{0.5} \cdot t} \cdot \exp \cdot \left(- \frac{(x - x_0 - \frac{v_a}{R} \cdot t)^2}{4 \cdot \frac{D_L}{R} \cdot t} - \frac{(y - y_0)^2}{4 \cdot \frac{D_T}{R} \cdot t} \right) \quad [3]$$

mit

$$D_{(L,T)} = \alpha_{(l,t)} \cdot v_a \quad [4]$$

c = Konzentration [g/m³]

ΔM = eingetragene Stoffmasse [g]

x, y = Koordinaten [m]

x_0, y_0 = Koordinaten des Eintragsortes [m]

t = Zeit [d]

n_e = effektive Porosität [-]

h_m = Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m]

v_a = Abstandsgeschwindigkeit [m/d]

D_L = longitudinaler Dispersionskoeffizient [m²/d]

D_T = transversaler Dispersionskoeffizient [m²/d]

$\alpha_{(l)}$ = longitudinale Dispersivität [m]

$\alpha_{(t)}$ = transversale Dispersivität [m]

Anfangsbedingungen:

1. $c(x, y, t=0) = c_1(x, y, t=0)$
2. $c(\pm \infty, \pm \infty, t) = c_1(x, y, t=0)$

Die jeweils gemessene Anfangskonzentration c_1 geht in die Gleichung als Anfangsbedingung in Form eines Offset ein, so dass, entsprechend der zweiten Anfangsbedingung, nach Durchgang der eingetragenen Stoffmasse, die Anfangskonzentration wieder erreicht wird. Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters (h_m) ist mit jeweils einem Meter in den Berechnungen berücksichtigt, da sowohl einen Meter oberhalb als auch unterhalb der gewählten Tiefen vergleichbare Konzentrationen gemessen wurden. Der vertikale Austausch über die Ränder entspricht damit ± 0 .

4.5 Simulation des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell

Für die Betrachtung des Transports von im Grundwasser gelösten Inhaltsstoffen im Bereich der ehemaligen Galvanik wurde ein bestehendes Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodell des Industriestandortes angewendet (LAMPE u. ZACHMANN, 2000a).

Das Modell umfasst unter anderem das gesamte Werksgelände und hat eine Ausdehnung von insgesamt ca. 21 km². Es wurde mit dem Simulationsprogramm FEFLOW (WASY GmbH, 1998) zur Berechnung von Grundwasserströmungs- und Transportproblemen erstellt. Das numerische Lösungsverfahren des Programms FEFLOW basiert auf der Methode der Finite-Elemente (DIERSCH, 1998).

Das angewendete 3-D-Modell ist vertikal in drei Schichten untergliedert, die vergleichbare Schichtmächtigkeiten von 10 bis 15 m aufweisen. Aufgrund der wenig differenzierten Quartärgeologie im Bereich der ehemaligen Galvanik wurde für die oberste Schicht ein Durchlässigkeitsbeiwert von 3×10^{-4} m/s angenommen, während die grobkörnigeren, unterlagerten Lockersedimente einheitlich mit einem höheren Durchlässigkeitsbeiwert von $1,2 \times 10^{-3}$ m/s berücksichtigt wurden. Die jeweiligen Durchlässigkeitsbeiwerte basieren auf den Ergebnissen von Pumpversuchen auf dem Gelände (vgl. Kap. 3.2 u. 3.3).

Die einzelnen Modellschichten durchziehen das gesamte Modellgebiet, wobei die Mächtigkeiten im Bereich des Untersuchungsgebietes nahezu konstant bleiben.

Aufgrund der Größe des Modellgebietes und des entsprechend groben Finite-Elemente-Netzes wurde für diese Fallbetrachtung das Modellnetz im Bereich der ehemaligen Galvanik auf Elementgrößen von bis zu $0,7 \text{ m}^2$ verfeinert.

Die Berechnungen umfassen die Untersuchung von Strömungslinien im Bereich des Testfeldes mit einem Strömungsmodell sowie die Simulation eines zeitabhängigen Stofftransportes unter Berücksichtigung einer Retardation. Den Simulationen liegen Transportparameter zugrunde, die zuvor über ein analytisches Lösungsverfahren berechnet wurden. Das Strömungsmodell ist auf der Grundlage von gemessenen Potentialhöhen vom 11.05.99 kalibriert. Die Höhen zeigen im Bereich der ehemaligen Galvanik mit einer mittleren Abweichung von -1 cm eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Potentialhöhen.

4.6 Statistische Methoden

4.6.1 Berechnung der Hintergrundgehalte und Extremwerte

Die Hintergrundgehalte eines Bodens bilden die geogenen Grundgehalte einschließlich ubiquitärer Stoffverteilungen als Folge diffuser Einträge (LABO, 1998). Ein erhöhter Stoffbestand, der über den überregionalen Hintergrundgehalten liegt, kann durch das geologische Ausgangsmaterial und/oder durch punktuelle Stoffeinträge (punktuelle Emittenteneinfluss) verursacht sein.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Hintergrundgehalte des Untersuchungsgebietes für jedes betrachtete Element durch Isolierung der jeweiligen Extremwerte aus der Grundgesamtheit bestimmt.

Ein Programm zur Diskriminierung von Extremwerten bildet der GRUBBS' Test (MOTULSKY, 1997). Bei dem Test wird von der Annahme ausgegangen, dass die Verteilung der Grundgesamtheit ausschließlich einer Gaußschen Normalverteilung folgt. Unter Berücksichtigung aller Werte werden zunächst der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet.

Über den kritischen Wert Z (Tabellenwert) erfolgt im Anschluss ein Vergleich zwischen der Differenz aus Mittelwert und Messwert (x_i : Absolutwert) mit der Standardabweichung nach folgender Gleichung:

$$Z_i = \frac{|\bar{x} - x_i|}{s} \quad [5]$$

Z_i = kritischer Wert
 \bar{x} = Mittelwert
 x_i = Messwert i
 s = Standardabweichung

Liegt der berechnete Wert Z_i über dem kritischen Wert Z , so kann bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % davon ausgegangen werden, dass der Messwert nicht innerhalb der Normalverteilung liegt. Durch Separierung des Wertes und erneuter Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung wird der Test so häufig wiederholt, bis keine Extremwerte mehr berechnet werden. Der Test stellt folglich eine Modifikation des Chi-Quadrat-Tests auf Normalverteilung dar.

Für die statistische Auswertung mittels des GRUBBS' Tests wurden ausschließlich Analysendaten aus der Kartierung herangezogen, die damit eine repräsentative Erhebung der Verteilung der Elemente über das Untersuchungsgebiet wiedergeben.

4.6.2 Berechnung der Korrelationen zwischen den Elementen

Zur Untersuchung der Herkunft und Vergesellschaftung von Inhaltsstoffen im Boden und im Grundwasser wurden Korrelationsberechnungen zwischen den einzelnen Elementen durchgeführt. Dazu wurden für die jeweiligen Elementpaarungen die Korrelationskoeffizienten berechnet.

Zur Überprüfung der Messwerte auf Normalverteilung wurde der KOLMOGOROFF-SMIRNOV-ANPASSUNGSTEST durchgeführt und die Elementverteilungen auf dem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$ untersucht.

Da von den Bodenproben aus der Kartierung die Grundgesamtheiten ohne Extremwerte einer Gaußschen Normalverteilung folgen, wurde der Signifikanztest für die Korrelationen nach PEARSON angewendet. Für die Grundgesamtheiten mit Extremwerte sowie für die Gesamtheiten der Extremwerte fand aufgrund nicht vorhandener Normalverteilungen der Signifikanztest nach SPEARMAN Anwendung.

An den Boden- und Grundwasserproben aus dem Bereich des Altstandortes wurden für die untersuchten Elemente in der Regel keine Normalverteilungen nachgewiesen, so dass jeweils für alle Elementpaarungen die Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN berechnet wurden (HARTUNG, 1999).

Abschließend wurden sämtliche Korrelationen zusätzlich im Streudiagramm überprüft.

4.7 Nutzung von Fremddaten

Für die vergleichende Betrachtung von Boden- und Grundwasserinhaltsstoffen sind ergänzend Daten aus vorangegangenen Untersuchungen auf dem Industriestandort herangezogen worden. Die Daten wurden freundlicherweise von der Umweltplanung des Unternehmens zur Auswertung zur Verfügung gestellt.

Die Ergebnisse der Boden- und Grundwasseranalysen stammen aus Untersuchungen der letzten 12 Jahre. Für den Vergleich der Inhaltsstoffe im Boden sind ausschließlich Probenentnahmen aus der ungesättigten Bodenzone berücksichtigt worden. Im Gegensatz zu den Bodenanalysen auf der Grundlage der Kartierung, die lediglich die Bodenfraktion <125 µm umfasst, sind die Analysenergebnisse aus Fremdgutachten auf die Fraktion <2000 µm bezogen. Grundsätzlich sind beide Verfahren geeignet, Standorte mit hohen Elementgehalten als solche zu identifizieren. Unter Berücksichtigung der gröberen Fraktionen ist die Diskriminierung einer Stoffbelastung in Böden jedoch weniger scharf.

Für die Betrachtung von im Grundwasser gelösten Inhaltsstoffen sind Probenentnahmen bis aus einer Tiefe von 10 Meter in die Auswertung eingegangen. Diese Grenze wurde gewählt, da in der Häufigkeit die Grundwasserproben aus dem oberen Abschnitt des Grundwasserleiters stammen. Darüber hinaus ergaben die Untersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik, dass die Schwermetalle insbesondere in den obersten 10 Metern des Grundwasserleiters detektiert werden, während die Gehalte in den tieferen Bereichen stark abnehmen.

In Bezug auf die Probenentnahmetechnik wurde keine Einschränkung getroffen, so dass Analysendaten von pumpbeprobten, geschöpften und tiefenorientiert gezogenen Grundwasserproben gleichermaßen Berücksichtigung fanden. Bei Mehrfachbeprobungen einer Grundwassermessstelle, d.h. bei Beprobungen an mehreren Terminen oder in unterschiedlichen Tiefen, wurden die gemittelten Werte mit einbezogen.

Ein Problem in der statistischen Auswertung stellten Proben dar, deren Konzentrationen unter der Nachweisgrenze lagen. Im Allgemeinen kann bei einem Industriestandort davon ausgegangen werden, dass standortspezifische Elemente auf dem gesamten Gelände in mehr und minder hohen Konzentrationen akkumuliert sind, so dass Konzentrationen unter der Nachweisgrenze keine echten Nullmessungen darstellen. Im Rahmen der statistischen Auswertung wurde daraufhin bei Werten unterhalb der Nachweisgrenze die Hälfte der kleinsten, angegebenen Nachweisgrenze für das jeweilige Element eingesetzt.

Aufgrund des langen Betrachtungszeitraums, der den verwendeten Fremddaten zugrunde liegt, fortschreitender Entwicklungen in der Analysentechnik, unterschiedlicher Analyseverfahren und wechselnder Labore, besteht eine nicht unerhebliche Inkonsistenz zwischen den Daten. Diese Einschränkung erschwert den Vergleich von absoluten Werten und macht eine kritische Datenevaluierung zur Vorbedingung für weitere Betrachtungen. Allerdings kann gezeigt werden, dass bei einem relativen Vergleich der Daten, wie er in der vorliegenden Arbeit zur Unterscheidung von unbeeinflussten und beeinflussten Bereichen erfolgt, die kritische Einbeziehung der Fremddaten durchaus sinnvoll ist.

5 Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser des Untersuchungsgebietes

Die Untersuchung der Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone bilden die Grundlage zur Ermittlung von Hintergrundgehalten und zur Diskriminierung von auffallenden Stoffbelastungen in dem Untersuchungsgebiet. Die Datenbasis zur Bestimmung des Stoffbestandes beruht auf einer Kartierung an 262 Bohrpunkten im Gebiet. Die Verteilung der Bohrpunkte im Untersuchungsgebiet kann dem Anhang 6.1 entnommen werden. Zur Beurteilung der berechneten Hintergrundgehalten und der ermittelten Extremwerte hinsichtlich der Höhe der Konzentrationen wurden im Rahmen einer vergleichenden Betrachtung Angaben über Bodengehalte aus Literaturquellen hinzugezogen.

Für den Vergleich von Bodengehalten in der ungesättigten Zone mit Lösungskonzentrationen im Grundwasser fanden ergänzend Daten aus Fremdgutachten Berücksichtigung, so dass Datenlücken über Elementgehalte im Grundwasser geschlossen werden konnten. Da die Grundwasserproben hinsichtlich der Entnahmestellen in der Regel nicht dem Raster der Bodenkartierung folgen, wurden ergänzend Bodengehalte aus Fremdgutachten in die Betrachtung aufgenommen. In der Häufigkeit stehen die Grundwasserproben in einer engeren räumlichen Beziehung zu diesen Bodendaten, da die jeweiligen Beprobungen nicht selten parallel erfolgten.

5.1 Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone

Für die vergleichende Betrachtung der analysierten Gesamtgehalte der Elemente wurden die für den Standort berechneten Hintergrundgehalten und Extremwerte zunächst allgemeinen Bodengehalten nach SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1992) gegenübergestellt. Eine Zusammenstellung der Werte enthält die Tabelle 1. Die Schichtbeschreibungen und Profildarstellungen der einzelnen Sondierungen sind in BERG u. ANDERS (2000) dargestellt.

Ein Vergleich der Elementgehalte im Untersuchungsgebiet mit mittleren Bodengehalten aus Literaturquellen zeigt, dass die in der ungesättigten Bodenzone festgestellten mittleren Hintergrundgehalten für die Elemente Cd und Mg über den Konzentrationsangaben nach SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1992) liegen. Unter Berücksichtigung der maximalen, gemessenen Hintergrundwerte übersteigen zudem die Elemente B, Ca, Ni und Pb die angegebenen Konzentrationen. Für die Elemente Co, Cr, Cu und Zn wird ein Ü-

berschreiten der Literaturwerte erst bei den mittels des GRUBBS' Tests isolierten Extremwerten bzw. den daraus berechneten Mittelwerten beobachtet.

Tab. 1: Vergleich der extremwertbereinigten Hintergrundwerte und der Extremwerte für alle gemessenen Elemente mit Literaturwerten

Elemente	Hintergrundwerte				Extremwerte		Literaturangaben [mg/kg] ¹⁾
	Mittelw. [mg/kg]	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Anzahl [n]	Mittelw. [mg/kg]	Anzahl [n]	
Al Aluminium	9.145	1.790	17.379	251	20.491	11	–
B Bor	37	<0,001	85	236	157	26	7 – 80
Ba Barium	100	12	258	236	1.173	26	–
Ca Calcium	5.006	287	15.151	200	39.226	62	1.000 – 12.000
Cd Cadmium	0,55	<0,001	1,6	236	4,7	26	< 0,5
Co Kobalt	5,1	<0,001	13	237	28	25	10 – 15
Cr Chrom	22	<0,001	52	214	464	48	5 – 100
Cu Kupfer	19	<0,001	58	198	666	64	4 – 100
Fe Eisen	13.261	3.337	28.503	232	58.767	30	10 ⁴ - 10 ⁵
K Kalium	941	254	1.798	251	2.316	11	2.000 – 33.000
Mg Magnesium	1.245	213	2.700	230	9.883	32	500 ²⁾
Mn Mangan	288	21	866	244	1.388	18	20 – 3.000
Na Natrium	177	0,13	521	240	886	22	1.000 – 10.000
Ni Nickel	22	<0,001	55	220	418	42	5 – 50
Pb Blei	30	<0,001	98	236	499	26	2 – 60
Sc Scandium	2,0	<0,001	5,2	256	10	6	–
Sr Strontium	35	3,1	99	210	295	52	–
Ti Titan	57	0,39	191	234	570	28	1.000 – 6.000
V Vanadium	22	<0,001	52	253	100	9	–
Y Yttrium	8,6	<0,001	19	252	26	10	–
Yb Ytterbium	1,0	<0,001	2,6	246	3,4	16	–
Zn Zink	66	<0,001	164	206	595	56	10 – 300
Zr Zirkonium	5,8	<0,001	18	206	32	56	–

¹⁾ Bodengehalte n. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1992)

²⁾ Angaben für Sandböden n. SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL (1992)

Für eine weitere Betrachtung sind aus der Summe der analysierten Elemente die Metalle ausgewählt worden, die aufgrund der Nutzungs- und der Produktionsbedingungen typische Begleitelemente für diesen Industriestandort darstellen und eine Umweltrelevanz besitzen. Zu diesen Vertretern gehören die Elemente B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn und Zr. Sie werden unter anderem in der Metallverarbeitung eingesetzt, bilden aber auch zum Beispiel Pigmentträger in Farblacken.

Zur Bewertung der Bodengehalte dieser Elemente hinsichtlich der Höhe der Konzentrationen und schädlicher Bodenveränderungen sind in der Tabelle 2 neben den Hintergrundwerten und Extremwerten die Vorsorge- und Prüfwerte einzelner Elemente nach der BBodSchV (BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ATLASTENVERORDNUNG, 1999) aufgeführt. Da in der Verordnung nicht alle relevanten Elemente Beachtung finden, wurden für

die Elemente Cu und Zn die Z 2-Werte aus der LAGA (1997) hinzugezogen. Der Z 2-Wert bildet die Obergrenze für einen eingeschränkten (nutzungsbezogenen) Einbau von Reststoffen/Abfällen mit definierten technischen Sicherheitsmaßnahmen.

Tab. 2: Vergleich der extremwertbereinigten Hintergrundwerte und der Extremwerte mit Vorsorge- und Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung bzw. nach der LAGA

Elemente	Hintergrundwerte			Extremwerte			BBodSchV	
	Mittelw. [mg/kg]	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Mittelw. [mg/kg]	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Vors.-W. [mg/kg]	Prüfw. [mg/kg]
B Bor	37	<0,001	85	157	90	277	-	-
Cd Cadmium	0,55	<0,001	1,6	4,7	1,9	18	0,4	60
Co Kobalt	5,1	<0,001	13	28	14	92	-	-
Cr Chrom	22	<0,001	52	464	55	2.298	30	1.000
Cu Kupfer	19	<0,001	58	666	59	3.767	20	600*
Fe Eisen	13.261	3.337	28.503	58.767	29.481	195.608	-	-
Mn Mangan	288	21	866	1.388	971	2.238	-	-
Ni Nickel	22	<0,001	55	418	59	2.647	15	900
Pb Blei	30	<0,001	98	499	120	1.658	40	2.000
Ti Titan	57	0,39	191	570	200	2.214	-	-
V Vanadium	22	<0,001	52	100	56	159	-	-
Zn Zink	66	<0,001	164	595	173	1.710	60	1.500*
Zr Zirkonium	5,8	<0,001	18	32	20	81	-	-

* LAGA Zuordnungswert Z 2

Der Vergleich der gemessenen Elementgehalte mit den Vorsorgewerten aus der BBodSchV für die im Untersuchungsgebiet vorherrschende Bodenart Sand zeigt, dass die Elemente Cd, Ni und Zn bereits mit den berechneten mittleren Hintergrundwerten über den Vorsorgewerten liegen. Unter Berücksichtigung der Spannweiten der Hintergrundwerte werden zudem für die Elemente Cr, Cu und Pb die Vorsorgewerte überschritten. Bei einer Gegenüberstellung der mittleren Extremwerte und der Prüfwerte für Industrie- und Gewerbegrundstücke aus der BBodSchV sowie den Z 2-Werten aus der LAGA liegt lediglich das Element Cu über dem Z 2-Wert der LAGA. Erst bei Betrachtung aller Extremwerte werden weitere Überschreitungen der Prüfwerte bzw. der Z 2-Werte für die Elemente Cr, Ni und Zn beobachtet.

Zur Charakterisierung der Herkunft der Elemente hinsichtlich ihres geogenen oder anthropogenen Ursprungs wurden jeweils die Korrelationskoeffizienten für die Grundgesamtheiten, für die Grundgesamtheiten ausschließlich der Extremwerte sowie für die Gesamtheit der Extremwerte berechnet. Die Koeffizienten sind in Korrelationsmatrizen zusammengefasst, in denen die Wahrscheinlichkeiten möglicher Korrelationen über das Signifikanzniveau ausgedrückt werden sowie mit einem Unterstrich jeweils solche Korrelationen markiert sind, deren lineare Beziehung im Streudiagramm erkennbar ist.

Die Korrelationsmatrix für die Grundgesamtheiten einschließlich der Extremwerte in der Tabelle 3 weist für nahezu alle Elementkombinationen eine mehr oder weniger starke Korrelation auf. Vergleichsweise wenig Korrelationen werden bei den Elementen Ti und Zr beobachtet. Für diese Elemente zeigen lediglich die Kombinationen Zr/Cd, Zr/Pb und Zr/V eine lineare Beziehung.

Weitere Elementkombinationen, die nur schwache oder keine linearen Beziehungen im Streudiagramm erkennen lassen, bilden Ca/B, Ca/Fe, Cd/Mn, Cr/Mn, Cu/Mn, Ni/Mn und Pb/Mn.

Tab. 3: Korrelationsmatrix der Grundgesamtheit einschließlich der Extremwerte (n. SPEARMAN)

	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn	Zr
B	1	0,60**	<u>0,80**</u>	<u>0,68**</u>	<u>0,61**</u>	<u>0,63**</u>	<u>0,84**</u>	<u>0,60**</u>	<u>0,63**</u>	<u>0,76**</u>	0,07	<u>0,80**</u>	<u>0,63**</u>	0,42**
Ca		1	<u>0,63**</u>	<u>0,50**</u>	<u>0,64**</u>	<u>0,71**</u>	0,65**	<u>0,55**</u>	<u>0,66**</u>	<u>0,65**</u>	0,16**	<u>0,73**</u>	<u>0,72**</u>	0,35**
Cd			1	<u>0,78**</u>	<u>0,67**</u>	<u>0,72**</u>	<u>0,80**</u>	0,56**	<u>0,72**</u>	<u>0,87**</u>	0,02	<u>0,82**</u>	<u>0,71**</u>	<u>0,55**</u>
Co				1	<u>0,65**</u>	<u>0,65**</u>	<u>0,70**</u>	<u>0,65**</u>	<u>0,70**</u>	<u>0,69**</u>	0,20**	<u>0,68**</u>	<u>0,66**</u>	0,47**
Cr					1	<u>0,89**</u>	<u>0,63**</u>	0,47**	<u>0,86**</u>	<u>0,67**</u>	0,31**	<u>0,72**</u>	<u>0,74**</u>	0,45**
Cu						1	<u>0,65**</u>	0,49**	<u>0,88**</u>	<u>0,74**</u>	0,25**	<u>0,73**</u>	<u>0,83**</u>	0,44**
Fe							1	<u>0,65**</u>	<u>0,69**</u>	<u>0,71**</u>	0,06	<u>0,80**</u>	<u>0,68**</u>	0,37**
Mn								1	0,44**	0,61**	0,17**	<u>0,61**</u>	<u>0,67**</u>	0,05
Ni									1	<u>0,68**</u>	0,16*	<u>0,73**</u>	<u>0,78**</u>	0,50**
Pb										1	0,09	<u>0,80**</u>	<u>0,73**</u>	<u>0,47**</u>
Ti											1	0,03	0,18**	0,07
V												1	<u>0,72**</u>	<u>0,52**</u>
Zn													1	0,28**
Zr														1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig)

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über das Streudiagramm bestätigt

Grundsätzlich ist bei Korrelationen auf der Basis von Grundgesamtheiten zu berücksichtigen, dass durch die Einbeziehung von Extremwerten lineare Abhängigkeiten vorgetäuscht werden. Daraufhin wurden in einem weiteren Schritt die Korrelationen für die Grundgesamtheit ohne Extremwerte berechnet. Die Korrelationsmatrix in der Tabelle 4 weist für diese Gesamtheit deutlich weniger Korrelationen auf als die Korrelationsmatrix für alle analysierten Bodenproben (Tab. 3). In der Tabelle 4 fallen wiederum die Elemente Ti und Zr auf, die zu keinem Element sichtbare Korrelationen erkennen lassen. Das Element Mn weist ebenfalls nur zu den Elementen Pb und V eine lineare Beziehung auf. Vergleichsweise wenig Korrelationen sind zudem bei dem Element Ca zu beobachten, das lediglich zu den Elementen Fe, Ni, V und Zn eine erkennbare, lineare Beziehung zeigt.

Häufige Abhängigkeiten (≥ 10) treten demgegenüber bei Paarungen mit den Elementen Ni, Pb und V auf, wobei keines der drei Elemente mit den Elementen Zr und Ti korreliert. Es bestehen ebenfalls keine Korrelationen zwischen dem Element Ni und den Elementen Mn und Zn, zwischen Pb und den Elementen Ca und Mn sowie zwischen V und dem Element Zn.

Tab. 4: Korrelationsmatrix der Grundgesamtheit ausschließlich der Extremwerte (n. PEARSON)

	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn	Zr
B	1	0,33**	<u>0,72</u> **	<u>0,55</u> **	0,31**	0,27**	<u>0,75</u> **	0,43**	<u>0,41</u> **	<u>0,68</u> **	-0,08	<u>0,72</u> **	0,32**	0,32**
Ca		1	0,35**	0,24**	0,32**	0,40**	<u>0,47</u> **	0,30**	<u>0,43</u> **	0,39**	-0,21**	<u>0,56</u> **	<u>0,53</u> **	0,15**
Cd			1	<u>0,72</u> **	0,47**	<u>0,50</u> **	<u>0,73</u> **	0,43**	<u>0,51</u> **	<u>0,84</u> **	-0,12	<u>0,75</u> **	<u>0,48</u> **	0,42**
Co				1	0,45**	0,42**	<u>0,57</u> **	0,54**	<u>0,56</u> **	<u>0,63</u> **	0,10	<u>0,60</u> **	0,49**	0,28**
Cr					1	<u>0,77</u> **	0,39**	0,28**	<u>0,75</u> **	<u>0,50</u> **	0,28**	<u>0,58</u> **	<u>0,57</u> **	0,27**
Cu						1	0,38**	0,26**	<u>0,69</u> **	<u>0,53</u> **	0,09	<u>0,53</u> **	<u>0,65</u> **	0,22**
Fe							1	0,47**	<u>0,47</u> **	<u>0,62</u> **	-0,05	<u>0,74</u> **	0,45**	0,20**
Mn								1	0,18**	<u>0,49</u> **	0,18**	<u>0,52</u> **	0,45**	-0,07
Ni									1	<u>0,49</u> **	0,01	<u>0,60</u> **	<u>0,57</u> **	0,37**
Pb										1	-0,08	<u>0,77</u> **	<u>0,53</u> **	0,35**
Ti											1	-0,01	-0,03	0,03
V												1	<u>0,57</u> **	0,41**
Zn													1	0,12
Zr														1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig)

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über das Streudiagramm bestätigt

In der Tabelle 5 ist die Korrelationsmatrix der Extremwerte zusammengefasst. Unter diesen Werten sind deutlich weniger Korrelationen zu beobachten. Allerdings werden für Paarungen, die im Streudiagramm eine lineare Beziehung zeigen, vorwiegend größere Koeffizienten berechnet als bei den Betrachtungen der Grundgesamtheit der Werte und der Grundgesamtheit ohne Extremwerte.

Elementpaarungen unter den Extremwerten, die eine im Streudiagramm sichtbare, positive lineare Abhängigkeit erkennen lassen, bilden die Kombinationen Co/B, Co/Pb, Ca/Zr, Cd/Fe, Cd/Mn, Cd/Pb, Cr/Cu, Cr/Mn, Cr/Ni, Cu/Mn, Cu/Ni, Cu/Zn, Mn/Pb, Mn/Ti, Pb/V und Ti/Zr. Negative Korrelationen weisen demgegenüber die Paarungen Ca/Cr, Ca/Ni, Zn/Mn und Zn/V auf.

Tab. 5: Korrelationsmatrix der Extremwerte (n. SPEARMAN)

	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn	Zr
B	1	0,15	0,39	<u>0,62</u> **	0,03	-0,13	0,74**	-0,18	-0,22	0,33	0,32	0,29	-0,02	0,33
Ca		1	-0,27	-0,16	<u>-0,12</u>	-0,01	-0,20	-0,62	<u>-0,10</u>	-0,06	0,32	-0,22	0,02	<u>0,70</u> **
Cd			1	0,33	0,55**	0,64**	<u>0,81</u> **	<u>0,72</u> *	0,28	<u>0,60</u> **	0,23	0,40	0,09	0,21
Co				1	-0,17	0,14	0,57**	0,40	-0,11	<u>0,62</u> **	0,34	0,48	-0,20	0,43
Cr					1	<u>0,81</u> **	0,36	<u>0,67</u> *	<u>0,92</u> **	0,09	-0,17	0,13	0,55**	-0,09
Cu						1	0,41*	<u>0,83</u> **	<u>0,77</u> **	0,42*	-0,11	0,05	<u>0,73</u> **	-0,16
Fe							1	0,26	0,10	0,48*	0,02	-0,08	0,20	-0,02
Mn								1	0,33	<u>0,70</u> *	<u>0,79</u> *	-0,40	<u>-0,41</u>	0,50
Ni									1	-0,07	-0,28	0,60	0,39*	0,18
Pb										1	0,19	<u>0,40</u>	-0,26	0,62
Ti											1	0,09	0,16	<u>0,94</u> **
V												1	<u>-0,71</u> *	0,50
Zn													1	0,13
Zr														1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig)

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über das Streudiagramm bestätigt

Außergewöhnliche Abhängigkeiten zeigen die Paarungen der Elemente Cr und Ca sowie Ni und Ca, die in den jeweiligen Streudiagrammen, dargestellt in Abbildung 1, erkennbar sind und die im Folgenden gesondert betrachtet werden. In den Streudiagrammen sind jeweils alle Bohrpunkte berücksichtigt. Die Diagramme zeigen für die Elemente Cr und Ni im unteren Konzentrationsbereich bis ca. 200 mg/kg einen positiven, linearen Zusammenhang zum Element Ca. Die Korrelationskoeffizienten aus der Gesamtheit aller Bodenproben bestätigen diese Korrelation mit Koeffizienten von 0,64 für die Paarung Cr/Ca und 0,66 für die Paarung Ni/Ca. Ab einer Konzentration von 10.000 mg/kg Ca ist bei beiden Paarungen keine lineare Beziehung mehr vorhanden oder wird andeutungsweise sogar eine negative Korrelation erkennbar, die über die Koeffizienten in der Matrix der Extremwerte mit -0,12 für die Paarung Cr/Ca und -0,10 für die Paarung Ni/Ca unterstrichen wird.

Eine sehr starke lineare Beziehung besteht zudem zwischen den Extremwerten der Elemente Cr und Ni mit einem Koeffizienten von 0,92.

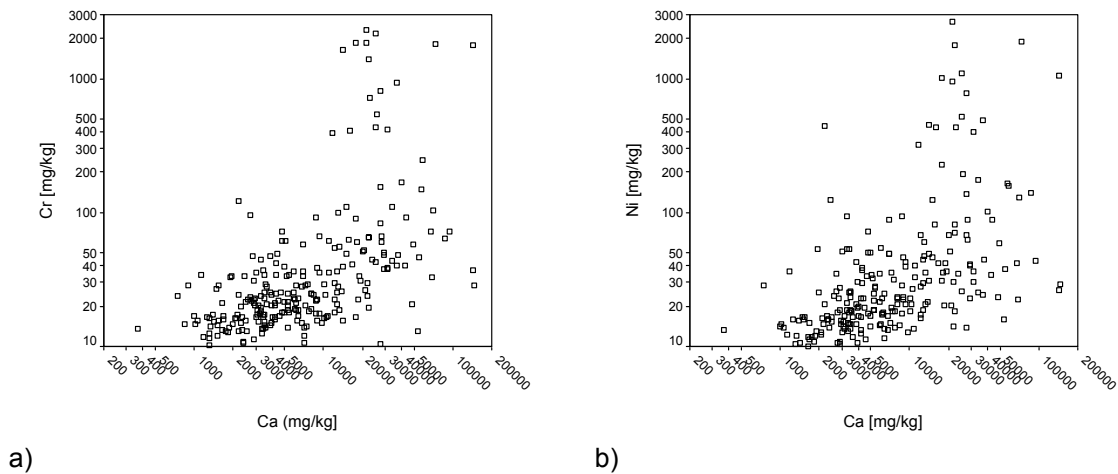


Abb. 1: Streudiagramme der Elementpaarungen Cr und Ca (a) sowie Ni und Ca (b) auf der Basis der Grundgesamtheit

In den geografischen Darstellungen scheinen die Bohrpunkte, an denen Ca-Gehalte über 10.000 mg/kg gemessen wurden, räumlich zufällig über das Gelände gestreut. Aus diesem Grund wurden diese Bodenproben aus der Gesamtheit der Proben separiert und in zwei Klassen unterteilt:

- Klasse 1 - Bodenproben aus Flächenabschnitten mit potentieller Stoffbelastung,
- Klasse 2 - Bodenproben aus Bereichen außerhalb dieser Flächenabschnitte.

Die markanten Flächenabschnitte sind im Anhang 6.1 ausgewiesen und bilden bekannte Altablagerungen in den Abschnitten 4, 6, 11, 12, 16 und 17, Umschlagplätze im Abschnitt 13 und Transportwege im Abschnitt 15. Eine Gegenüberstellung der Bohrpunkte, die innerhalb der Flächenabschnitte (Klasse 1) liegen, mit den Bohrpunkten außerhalb der Flächenabschnitte (Klasse 2) ist in der Abbildung 2-a im Streudiagramm am Beispiel der Paarung Ni/Ca veranschaulicht.

Obwohl in dem Streudiagramm eine Überlagerung beider Klassen erkennbar ist, besitzt die Klasse 2 mit Ni-Gehalten von fast ausnahmslos <100 mg/kg einen zur Klasse 1, deren Ni-Gehalte in einer Spannweite zwischen 20 und 27.000 mg/kg streuen, deutlich verschobenen Schwerpunkt. Der Korrelationskoeffizient von 0,07 für den gesamten Probenumfang demonstriert, dass mit steigenden Ni-Gehalten weder ein signifikanter Anstieg noch ein Rückgang der Ca-Gehalte zu verzeichnen ist.

Das Streudiagramm in Abbildung 2-b zeigt, dass durch eine Differenzierung der Klasse 1 nach den Flächenabschnitten keine weiteren, auffälligen Merkmale in diesen einzelnen Klassen erkennbar werden. Die isolierte Lage der zwei Sondierungen aus dem Ab-

schnitt 16 kann wegen der geringen Anzahl der Messwerte nicht als signifikant angesehen werden.

Ein mit den Grafiken in der Abbildung 2 vergleichbares Bild zeigen die Streudiagramme der Paarung Cr mit Ca.

Aufgrund der Ergebnisse kann festgehalten werden, dass die Korrelationen zwischen dem Element Ca mit den Elementen Cr und Ni im Konzentrationsbereich <10.000 mg/kg Ca wahrscheinlich durch einen geogenen und ubiquitären Stoffbestand verursacht sind. Der deutlich steilere Konzentrationsanstieg der Elemente Cr und Ni im Vergleich zum Element Ca bei Ca-Gehalten über 10.000 mg/kg dürfte dagegen auf einen anthropogenen Stoffeintrag zurückzuführen sein. Die Betrachtung der örtlichen Lage dieser Bohrpunkte am Beispiel des Elementes Ni zeigt, dass Bohrpunkte mit erhöhten Ni-Gehalten in Flächenabschnitten mit potentiellen Stoffbelastungen liegen. Quellen für die Vergesellschaftung dieser Elemente könnten Ablagerungen von Verbrennungsrückständen (Hochofenschlacke) oder von Neutralisationsschlämmen aus der Produktion sein.

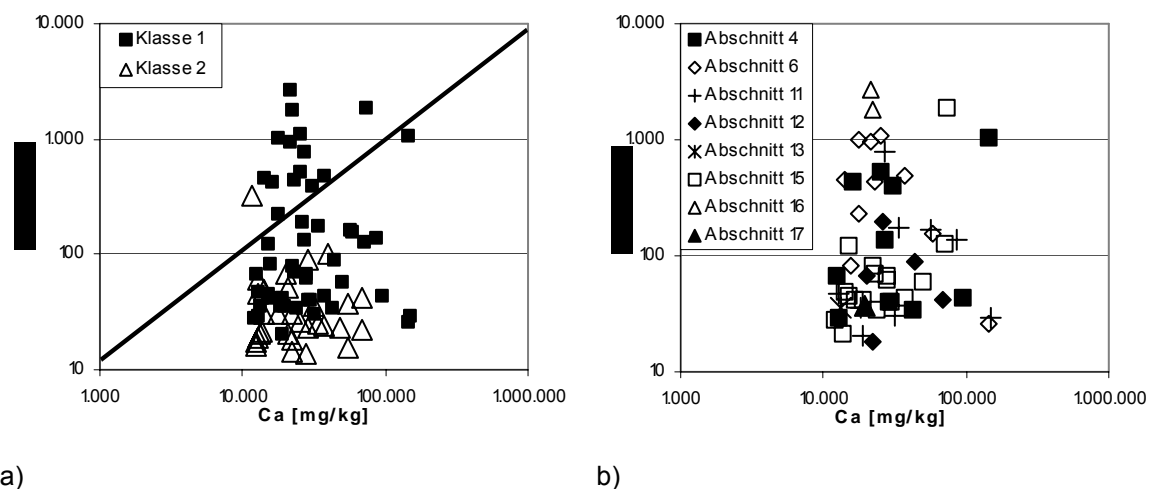


Abb. 2: Streudiagramme der Elementpaarung Ni und Ca (Ca-Gehalte >10.000 mg/kg):
a) Bohrpunkte innerhalb (Klasse 1) und außerhalb (Klasse 2) von Flächenabschnitten mit potentieller Stoffbelastung
b) Klasse 1 nach Flächenabschnitten differenziert

5.2 Horizontale Elementverteilung in der ungesättigten Bodenzone des Untersuchungsgebietes

Neben der Betrachtung der Korrelationen wurden über horizontale Darstellungen der Verteilungen der Extremwerte mögliche räumliche Zusammenhänge erhöhter Elementkonzentrationen untersucht. Für diese Betrachtung sind die Lagepunkte der Extremwerte der Elemente B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Zn und Zr mittels des geografischen Informationssystems ARCVIEW (1992-1999) übereinandergelegt und verglichen worden. Die Lagepläne sind im Anhang 6.2 bis 6.7 dargestellt und zeigen jeweils die Verteilung der Extremwerte von zwei bzw. drei Elementen.

Die Untersuchung ergibt, dass in bestimmten Flächenabschnitten des Untersuchungsgebietes jeweils Extremwerte verschiedener Elemente gehäuft auftreten. Diese Flächenabschnitte treten konzentriert auf der nördlichen Hälfte sowie im Osten des Untersuchungsgebietes auf und sind im Lageplan Anhang 6.1 entsprechend gekennzeichnet. Eine Zusammenstellung der Flächenabschnitte und der dort mit Extremwerten vertretenen Elemente kann der Tabelle 6 entnommen werden.

Tab. 6: Gegenüberstellung der Elemente und der Flächenabschnitte mit einer Akkumulation von Extremwerten

Elemente Flächen	B	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn	Zr	Bezeichnung
1			X		X			X	X	X		X		westl. BWRHB
4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	südl. BWRHB
6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	nordöstl. BWRHB
11	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Nordosten
12		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		Osten
13		X	X		X							X		östl. Werkgrenze
15	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	Nordstrasse
16	X	X	X	X	X	X		X	X			X		Nordwesten
17	X			X		X	X					X		Südosten

Aus den Elementverteilungen in der Tabelle wird deutlich, dass in den Flächenabschnitten südlich und nordwestlich des BWRHB sowie im nordöstlichen Abschnitt (Abschnitt 4, 6 u. 11) alle Elemente mit in der Regel mehreren wenigstens aber einem Extremwert vertreten sind. Ferner können im Westen und im Osten des Untersuchungsgebietes Flächenabschnitte ausgewiesen werden, in denen nur wenige Elemente mit Extremwerten auffallen. Dazu gehören der Abschnitt 1 westlich des BWRHB mit den Elementen Cr, Cu, Ni, Pb, Ti und Zn, der Abschnitt 13 an der östlichen Werkgrenze mit den Elementen Cd,

Cr, Cu und Zn sowie der Abschnitt 17 im Südosten mit den Elementen B, Co, Fe, Mn und Zn.

Aus der räumlichen Verteilung der einzelnen Elemente ist zu entnehmen, dass das Element Zn über das gesamte Gelände verteilt mit Extremwerten vertreten ist und in allen separierten Flächenabschnitten in der Regel mehrere Extremwerte dieses Elementes liegen. Das Element Cu ist zwar nicht auf allen Flächenabschnitten mit Extremwerten präsent, weist aber von allen Elementen die meisten Extremwerte auf (64 EW bei 263 Bohrpunkten, vgl. Tab. 1).

Das Element Ti weist zum Teil Extremwerte außerhalb der Abschnitte mit erhöhten Elementgehalten auf (vgl. Anh. 6.5) und folgt damit einem ganz eigenen Verteilungsmuster.

Neben der Akkumulation von Sondierungen mit erhöhten Elementgehalten auf bestimmten Flächenabschnitten treten Häufungen von Extremwerten in einzelnen, unabhängigen Bohrungen auf, die durch keine weiteren Bohrpunkte in der Nachbarschaft bestätigt werden. Dazu gehören die Sondierungen mit den Bezeichnungen C 17, D 28, F 18 und H 17 (vgl. Anh. 6.1 bis 6.7), die im Umfeld der ältesten Hallenkomplexe (vgl. Anh. 1) lokalisiert sind. In der Sondierung H 17 wurden beispielsweise mit Ausnahme des Elementes Zr für alle Elemente Konzentrationen über den Hintergrundwerten gemessen.

5.3 Gegenüberstellung von Elementgehalten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser

Über eine Gegenüberstellung von Elementgehalten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser soll untersucht werden, ob im Untersuchungsgebiet Zusammenhänge zwischen den Gehalten der Kompartimente bestehen, die durch eine Verlagerung von Inhaltsstoffen aus der ungesättigten Bodenzone verursacht sind. Für diese Betrachtung sind 14 Bereiche abgegrenzt worden, die im Rahmen der Kartierung erhöhte Elementkonzentrationen in der ungesättigten Bodenzone aufwiesen und für die parallel Daten über die Grundwasserbeschaffenheit aus Fremdgutachten (FG) vorlagen. Ergänzend wurden, soweit vorhanden, Bodenanalysen aus Fremdgutachten mit hinzugezogen. Die Verteilung der Bereiche über das Untersuchungsgebiet kann dem Anhang 7.1 entnommen werden. Aufgrund des eingeschränkten Parameterumfanges innerhalb der Boden- und Grundwasseranalytik aus Fremdgutachten bleibt der Vergleich von Boden- zu Grundwasserinhaltsstoffen auf die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn beschränkt.

Aus der Gesamtheit der Boden- und Grundwasseranalysen wurden für jeden Bereich jeweils Mittelwerte und Standardabweichungen der Elemente verglichen. Wie bereits im Kapitel 4.7 ausgeführt, sind Grundwasserproben bis aus einer Tiefe von 10 m berücksichtigt, wobei die Proben in der Regel aus einer Tiefe bis 5 m unter dem Wasserspiegel stammen und über Pumpbeprobungen entnommen sind.

Die Datenauswertung führte zu dem Ergebnis, dass für keines der Elemente signifikante Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen in den Kompartimenten ungesättigte Bodenzone und Grundwasser festzustellen sind. Dieser Befund soll exemplarisch am Zn dargestellt werden, das eine vergleichsweise hohe Mobilität aufweist und am ehesten einen Zusammenhang erwarten lässt. Die Gegenüberstellungen der Boden- und Grundwassergehalte für das Element Zn sind in der Tabelle 7 zusammengefasst. Die Darstellungen für die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni und Pb können dem Anhang 7.2 entnommen werden.

Tab. 7: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Zn in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte - FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	80	21	11	7,3	7,2	3	24	30
Bereich 2	5	28	12	3	10	7,0	4	201	132
Bereich 3	6	60	12	keine Daten verfügbar			11	273	437
Bereich 4	6	89	34	21	175	228	5	108	134
Bereich 5	1	32	-	keine Daten verfügbar			1	<0,02	-
Bereich 6	3	706	141	2	391	550	5	<0,02	0
Bereich 7	2	86	37	keine Daten verfügbar			1	20	-
Bereich 8	2	101	18	2	371	470	1	19	0
Bereich 9	1	194	-	keine Daten verfügbar			5	<0,02	0
Bereich 10	2	76	44	5	37	27	4	<0,02	0
Bereich 11	7	364	268	11	55	75	4	<0,02	-
Bereich 12	4	1.021	674	3	1.385	1.780	1	<0,02	-
Bereich 13	4	224	136	27	40	31	10	234	254
Bereich 14	26	9,5	4,2	23	10	4,4	31	720	423

Der Vergleich der mittleren Bodenkonzentrationen für das Element Zn in der Tabelle 7 zeigt, dass die Spannweiten der kartierten Gehalte mit 9,5 bis 1.021 mg/kg und die der Daten aus Fremdgutachten mit 7,3 bis 1.385 mg/kg ähnliche Größenordnungen erreichen, wobei die Werte aus den Fremdgutachten eine deutlich größere Streuung aufweisen. In-

nerhalb der einzelnen Bereiche werden allerdings lediglich für die laufenden Nummern 12 und 14 (vgl. Anh. 7.1) vergleichbare, mittlere Konzentrationen zwischen den beiden Datensätzen ermittelt.

Die mittleren Zn-Konzentrationen im Grundwasser liegen zwischen Werten unter der Nachweisgrenze von $<0,02$ und $720 \mu\text{g/l}$. Obwohl nennenswerte Konzentrationen von über $100 \mu\text{g/l}$ in den Bereichen 2, 3, 4, 13 und 14 beobachtet werden, ist ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Grundwasser- und Bodengehalten lediglich im Bereich 13 zu vermuten.

Ein relativer Vergleich der Bodengehalte aus der Kartierung mit den Gehalten aus den Fremdgutachten ergibt, dass auch für die Elemente Cd, Cr, Cu und Ni in bestimmten Bereichen erhöhte Gehalte über beide Datensätze bestätigt werden (s. Anh. 7.2). Dieses Merkmal tritt in den Bereichen 11, 12 und 14 für die drei Elemente Cr, Cu und Ni sowie im Bereich 12 zusätzlich für Cd, im Bereich 8 für die Elemente Cd, Cr und Ni sowie im Bereich 4 ausschließlich für Ni auf.

Der Vergleich der Bodengehalte mit den Grundwassergehalten weist, wie beim Element Zn, auch bei diesen Elementen auf keinen Zusammenhang zwischen den jeweiligen Konzentrationen hin, der auf eine Verlagerung der Metalle ins Grundwasser schließen lässt.

Zur Einschätzung der Eluierbarkeit der Elemente aus der ungesättigten Bodenzone ins Grundwasser wurde an 25 Bodenproben aus der Kartierung der S₄-Versuch durchgeführt. Die ausgewählten Entnahmepunkte sind über das Gelände gestreut und weisen jeweils für wenigstens ein Element erhöhte Gehalte auf. Die Auswertung der Ergebnisse aus dem S₄-Versuch mit den gemittelten Gesamt- und Eluatgehalten sowie den Spannweiten kann der Tabelle 8 entnommen werden. Die Analysendaten sind im Anhang 8.1 zusammengefasst.

Tab. 8: Gegenüberstellung von Gesamtgehalten und Eluatgehalten ausgewählter Bodenproben

Elemente	Gesamtgehalte			Eluatgehalte		
	Mittelw. [mg/kg]	Min [mg/kg]	Max [mg/kg]	Mittelw. [μg/l]	Min [μg/l]	Max [μg/l]
Cd	2,5	$<0,001$	17	1,2	$<0,001$	16
Cr	423	12	2.168	41	11	257
Cu	742	3,6	3.767	32	4,0	355
Ni	391	11	1.899	90	$<0,001$	2.294
Pb	204	18	1.658	4.043	2,8	124.538
Zn	502	$<0,001$	1.710	193	5,6	4.994

n = 25

Die Ergebnisse in der Tabelle 8 zeigen, dass sowohl über die Gesamtgehalte als auch über die Eluatgehalte erhöhte Elementkonzentrationen ermittelt wurden. Allerdings lassen die Korrelationskoeffizienten in der Tabelle 9 für keines der Elemente einen engen, linearen Zusammenhang zwischen den Gesamtgehalten und den eluierbaren Anteilen erkennen.

Tab. 9: Korrelationsmatrix von Gesamtgehalten und Eluatgehalten ausgewählter Bodenproben (n. SPEARMAN)

	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Cd [µg/l]	0,16					
Cr [µg/l]		0,20				
Cu [µg/l]			0,41*			
Ni [µg/l]				0,37*		
Pb [µg/l]					0,37*	
Zn [µg/l]						0,26

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

Ein Vergleich zwischen dem eluierbaren Anteil aus dem S₄-Versuch mit dem mobilisierbaren Anteil aus dem 1. Schritt der sequentiellen Elution, der an 4 Bodenproben aus der ehemaligen Galvanik vorgenommen wurde, führte zu dem Ergebnis, dass über den S₄-Versuch aus den Proben im Durchschnitt maximal 4 % von der mobilsten Fraktion gelöst wird (vgl. Anh. 8.2).

Die geringen Eluatgehalte sind wahrscheinlich durch das Verfahren bedingt, das als Elutionsmittel destilliertes Wasser vorschreibt. Zweckmäßiger wäre die Anwendung eines Elutionsmittels, das wenigstens auf den pH-Wert des Bodens eingestellt ist.

6 Diskussion der Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser des Untersuchungsgebietes

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den Erkundungen der Boden- und Grundwassergehalte für das gesamte Untersuchungsgebiet diskutiert. Den Schwerpunkt der folgenden Ausführungen bilden zum einen die Bewertung des Standortes hinsichtlich des Stoffbestandes sowie des Belastungspotentials durch umweltrelevante Stoffe und zum anderen die Beurteilung der für die Bearbeitung der Aufgabenstellung angewandten Methoden.

Unter Berücksichtigung überregionaler Hintergrundgehalte, gebietsbezogener Hintergrundgehalte sowie gesetzlicher Prüfwerte werden zunächst die Bodengehalte bewertet, um darauf basierend Aussagen über die Herkunft der Inhaltsstoffe und deren Belastungspotential treffen zu können. Abschließend werden die Ergebnisse aus der Gegenüberstellung von Boden- und Grundwassergehalten erörtert.

6.1 Elementgehalte in der ungesättigten Bodenzone

Zur quantitativen Einordnung der Bodengehalte im Untersuchungsgebiet wurden in Kapitel 5.1 die über die Bodenkartierung erhaltenen Analysendaten mit Bodengehalten aus Literaturangaben verglichen. In der Gegenüberstellung wird deutlich, dass auf dem Standort gemessene, mittlere Konzentrationen der Elemente Cd und Mg über den in der Literatur angegebenen Spannweiten liegen. Unter Berücksichtigung der höchsten gemessenen Hintergrundgehalte wird außerdem bei den Elementen B, Ca, Ni und Pb eine Überschreitung der Spannweiten aus Literaturquellen festgestellt. Da das geologische Ausgangsmaterial (weichselzeitliche Lockersedimente) keine natürliche Anreicherung dieser Inhaltsstoffe erwarten lässt, kann von einer anthropogenen Herkunft der Elemente ausgegangen werden. Diese Überschreitung von überregionalen Hintergrundgehalten bei einzelnen Elementen zeigt, dass im Untersuchungsgebiet bestimmte Stoffe eine stärkere Flächenpräsenz aufweisen, die bei der Bewertung von Bodengehalten entsprechend berücksichtigt werden muss.

Der Vergleich der berechneten Hintergrundgehalte mit den Vorsorgewerten nach der BBodSchV (1999) ergibt, dass im Untersuchungsgebiet bereits eine Vorbelastung durch die Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn vorliegt, die zu einer Überschreitung der Vorsorgewerte führt. Unter Berücksichtigung der Extremwerte werden zudem Überschreitungen von Prüfwerten für die Elemente Cr, Cu, Ni und Zn beobachtet, so dass nach der

BBodSchV eine weitere Untersuchung der betroffenen Bereiche angezeigt wäre. Damit wird deutlich, dass sowohl über die Berechnung standorttypischer Hintergrundgehalte und die Selektierung von Extremwerten als auch durch die Anwendung von gesetzlichen Prüfwerten solche Elemente ausgegrenzt werden, deren Anreicherung im Boden offenbar in Verbindung mit der Nutzung des Standortes steht. Durch die Wahl eines größeren Parameterumfangs sind zudem für weitere, umweltrelevante Inhaltsstoffe gebietsbezogene Hintergrundwerte ermittelt worden, die zur Beurteilung von Stoffbelastungen herangezogen werden können. Die Bedeutung dieses Ansatzes wird am Beispiel des Elementes Co deutlich, das im Untersuchungsgebiet offenbar lokal erhöhte Konzentrationen aufweist, die aufgrund des Fehlens von entsprechenden Vorsorge- und Prüfwerten in der BBodSchV nach dieser nicht beurteilt werden können.

Durch die Berechnung von elementspezifischen Hintergrundgehalten sind im Untersuchungsgebiet erhöhte Stoffbelastungen für die Elemente B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Mg, Ni, Pb und Zn ermittelt worden, die über einen Vergleich mit überregionalen Hintergrundgehalten und gesetzlichen Prüfwerten bestätigt werden. Diese Elemente, die in der industriellen Fertigung vielseitig eingesetzt werden, sind charakteristische Indikatoren für eine anthropogene Nutzung. Anwendungsbereiche in der Automobilindustrie bilden unter anderem Cd und Pb als Pigmente in Farben und Lacken, B in Schleifmaterial, Co, Cr, Cu, Mg, Ni und Zn in Legierungen sowie Ca in der Neutralisation (DVWK, 1998; MERIAN, 1984).

Eine weitere statistische Auswertung der Bodendaten erfolgte anhand der typischen Begleitelemente eines Industriestandortes B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Ti, Zn und Zr. Die Differenzierung der Analysendaten in Grundgesamtheit, Grundgesamtheit ohne Extremwerte sowie Grundgesamtheit der Extremwerte und eine separate Berechnung von Korrelationskoeffizienten für die einzelnen Untersuchungseinheiten ergibt, dass im Untersuchungsgebiet wiederholt Korrelationen zwischen den Paarungen B/Co, Cd/Fe, Cd/Pb, Co/Pb, Cr/Cu, Cr/Ni, Cu/Ni, Cu/Zn sowie V/Pb auftreten (vgl. Tab. 3, 4 u. 5). Diese Elemente, die in Konzentrationen innerhalb der Spannweite der jeweils berechneten Hintergrundwerte wie auch als Extremwerte gemessen werden, weisen ebenfalls auf einen anthropogenen Eintrag auf das gesamte Gelände. Die Vergesellschaftungen dieser Elemente, die im Untersuchungsgebiet häufiger in Form von Cluster deutlich werden, lassen auf eine gemeinsame Anwendung in der Produktion und/oder auf bestimmte Ablagebereiche schließen.

Innerhalb der betrachteten Untersuchungseinheiten werden häufiger Korrelationen von einzelnen Elementen mit Fe beobachtet. Dieses Ergebnis weist auf eine Neigung der je-

weiligen Elemente hin, an Fe-Oxiden oder –Hydroxiden zu binden, was eine Immobilisierung zur Folge hätte.

Bei dem Element V fällt die Häufung von Korrelationen insbesondere bei den Betrachtungen aller Bodenproben sowie der Bodenproben ohne Extremwerte auf (vgl. Tab. 3 u. 4). Es wird zwar in der Regel im unteren Konzentrationsbereich gemessen, scheint aber dennoch ein standorttypisches Element zu sein.

Obwohl die Elemente Mn, Ti und Zr in einzelnen Paarungen lineare Beziehungen zu anderen Elementen zeigen, scheinen diese Metalle am Standort ohne Bedeutung zu sein. Die geringen Konzentrationen von Ti und Zr lassen vermuten, dass die Elemente als Begleitstoffe bzw. Verunreinigungen von eingesetzten und verbrauchten Produktionsmitteln in den Boden gelangten. Einzelne Korrelationen unter den Extremwerten, insbesondere beim Element Mn, könnten allerdings darauf hinweisen, dass diese Elemente möglicherweise begrenzt Verwendung fanden und deshalb in Verbindung mit Altablagerungen nachgewiesen werden.

Eine differenzierte, lineare Abhängigkeit zeigt das Element Ca in Verbindung mit Cr und Ni. Während im unteren Konzentrationsbereich bis 10.000 mg/kg Ca die Ca-Gehalte linear mit den Cr- bzw. Ni-Gehalten ansteigen, ist über dieser Konzentrationsgrenze keine Korrelation mehr mit den jeweiligen Elementen zu erkennen. Die Isolierung und geografische Darstellung dieser Klassen zeigt, dass Konzentrationen über 10.000 mg/kg Ca überwiegend in Bereichen von Altablagerungen und ehemaligen Transportwegen auftreten. Die hohen Ca-Gehalte von bis zu 150.000 mg/kg lassen auf Ablagerungen von Hochofenschlacken und Neutralisationsschlämmen schließen, die in der Regel unabhängig vom Schwermetallgehalt hohe Ca-Dosierungen enthalten.

Die Vergesellschaftung der Elemente Ca, Cr und Ni in Bereichen von Transportwegen weist auf eine Einmischung von Diabas in das verwendete Baumaterial (SCHENCK u. TORRIES, 1983) hin, das in dieser Region häufiger in Schottermaterial verwendet wird.

Ferner ist nicht auszuschließen, dass ein Teil des Ca in Korngrößen $>125\ \mu\text{m}$ aggregiert vorlag. Im Rahmen der Probenaufbereitung wäre unter diesen Bedingungen dieser Anteil durch die Siebung abgetrennt und analytisch nicht erfasst worden.

Der auf der Grundlage der Extremwerte berechnete Korrelationskoeffizient für Cr und Ni von 0,92 weist auf eine enge Vergesellschaftung der beiden Elemente hin. Das häufige parallele Auftreten dieser Metalle lässt neben einer gemeinsamen Ablagerung auf zum Teil identische Anwendungsbereiche schließen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass über die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen eine anthropogene Herkunft der Elemente B, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn bestätigt wird und die Anreicherung dieser Elemente offensichtlich mit der Nutzung des Untersuchungsgebietes in Verbindung steht. Zudem geben bestimmte Elementvergesellschaftungen Hinweise auf Ablagerungen von spezifischen Produktionsabfällen.

6.2 Horizontale Elementverteilung in der ungesättigten Bodenzone des Untersuchungsgebietes

Neben der Betrachtung von Korrelationen zwischen den Konzentrationen von einzelnen Elementen bleibt zu untersuchen, ob und in welcher Form Vergesellschaftungen von Elementen in der Fläche zum Ausdruck kommen. Die Auswertung der horizontalen Elementverteilung lässt in diesem Zusammenhang Rückschlüsse auf die Art der Nutzung des Geländes und die Ablagerungsbereiche von Produktionsrückständen zu.

Die Untersuchung der Elementverteilung über die Fläche zeigt eine auffallende Häufung von Extremwerten im Norden des Untersuchungsgebietes. Dieses Merkmal ist offenbar auf die Nutzungsgeschichte des Geländes zurückzuführen, die eine sukzessive Bebauung des Geländes von Südost nach Nordwest aufweist. Die ersten Produktionsstätten entstanden westlich des Hafenbeckens entlang des Schifffahrtskanals. Erst in den 50er Jahren wurde die Bebauung nach Norden bzw. Nordwesten fortgesetzt, so dass der nördliche Bereich bis zum Vorfluter über lange Zeit unbebaut blieb und für die Ablagerung von Produktionsabfällen zugänglich war. Tatsächlich wurden zum Teil größere Flächen zu diesem Zweck offen gehalten wie die Lage der Betriebsdeponie dort zeigt.

Die Häufigkeit von Extremwerten in den Flächenabschnitten unmittelbar südlich und östlich des BWRHB sowie im Nord- und Südosten des Untersuchungsgebietes (vgl. Anh. 6.2 bis 6.7) bestätigt Vermutungen, dass diese Flächen in früherer Zeit ebenfalls der Ablagerung von Produktionsabfällen dienten. Die Extremwerte an der westlichen Werksgränze könnten auf die an diese Fläche unmittelbar angrenzende, ehemalige Betriebsdeponie zurückgeführt werden, während die Akkumulation im Osten (Abschnitt 13) wahrscheinlich von der Nutzung der Fläche als Abfallzwischenlager herrührt. Die Konzentration von Extremwerten entlang der als Abschnitt 15 gekennzeichneten Fahrstraße lässt darauf schließen, dass diese Straße bereits in früheren Zeiten als Transportweg genutzt wurde. Möglicherweise wurde auch Altmaterial aus der Produktion beim Straßenbau mit verwendet.

In den geografischen Darstellungen der Elementverteilungen fällt auf, dass in den einzelnen Abschnitten erneut die Elemente B, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn aber auch Fe eine Häufung von Extremwerten aufweisen. Damit werden die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Korrelationen von Elementen auch über eine Akkumulation von Extremwerten in bestimmten Flächenabschnitten erkennbar und lokalisierbar. Ausgenommen sind die Elemente Mn, Ti, V und Zr, die im Untersuchungsgebiet keine bedeutende Anreicherung zeigen.

Die vergleichsweise starke Streuung des Elementes Zn, die durch eine Präsenz von Extremwerten über nahezu das gesamte Untersuchungsgebiet zum Ausdruck kommt, deutet auf einen häufigen Einsatz des Elementes im Rahmen der Produktion hin. Neben dem Eintrag über abgelagerte Produktionsrückstände, ist als weitere, mögliche Ursache für diese Verteilung eine Zufuhr über die Atmosphäre zu nennen. Zn gilt als typischer Vertreter einer Elementgruppe, die aufgrund der häufigen Anwendung ubiquitär verbreitet ist und auch über die Atmosphäre als Kontaminationspfad in Böden eingetragen wird (DVWK, 1998; SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1992). Die Zn-Anreicherungen sind sicher primär auf die Metallverarbeitung und Veredelung zurückzuführen. Allerdings dürften der einstige Betrieb einer Müllverbrennungsanlage auf dem Gelände sowie weitere diffuse Einträge ebenfalls zu dieser Anreicherung beigetragen haben.

Der häufige Einsatz des Elementes Cu im Rahmen der Produktion wird durch die hohe Anzahl von Bohrungen mit Extremwerten belegt. Im Vergleich zum Element Zn tritt Cu jedoch nicht so weit gestreut auf. Diese Verteilung könnte darauf zurückzuführen sein, dass Cu im Vergleich zum Zn in der Fertigung weniger häufig verwendet wird. Ferner ist nicht auszuschließen, dass Zn infolge der höheren Mobilität zum Teil bereits verlagert wurde.

Der Nachweis von Extremwerten für mehrere Elemente in vereinzelt Sondierungen deutet auf kleinräumige Ablagerungen bzw. Verfüllungen von Gruben hin. Sie sind vorwiegend im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes nahe der alten Produktionshallen zu beobachten. Erhöhte Konzentrationen an einzelnen Bohrpunkten könnten ebenfalls durch eine spezielle Nutzung wie zum Beispiel als Wasch- oder Verladeplatz hervorgerufen sein.

Generell gibt die Verteilung der Extremwerte einzelner Elemente in den Abschnitten auch Hinweise auf die Ablagerungspraxis. So wurden in einigen Abschnitten offenbar vermehrt gemischte Abfälle abgelagert, während andere Abschnitte eher Merkmale von produktionspezifischen Rückständen aufweisen.

6.3 Gegenüberstellung von Elementgehalten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser

Die Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasseranalysen von ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes lässt für die betrachteten Elemente Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn keine Korrelationen zwischen den Konzentrationen im Boden und im Grundwasser erkennen. Es werden zwar sowohl im Boden als auch im Grundwasser erhöhte Konzentrationen nachgewiesen, jedoch nicht parallel in beiden Kompartimenten eines Areals.

Unter Berücksichtigung von Referenzdaten aus Fremdgutachten werden für einzelne Bereiche erhöhte Bodengehalte aus der Kartierung wiederholt durch die Referenzdaten bestätigt. Diese Beobachtungen, die insbesondere für die Elemente Cr, Cu, Ni und Zn zutreffen, unterstreichen die Vergleichbarkeit der beiden Methoden.

Die mittleren Bodenkonzentrationen der kartierten Proben liegen allerdings in der Regel über denen der Referenzdaten aus den Fremdgutachten. Dieses Ergebnis beruht auf den unterschiedlichen Korngrößenklassen, die in den Analysen der Bodenproben aus der Kartierung auf den Bodenfraktionen $<125\ \mu\text{m}$ dagegen in den Analysen der Proben der Referenzdaten auf den Korngrößenklassen $<2000\ \mu\text{m}$ basieren. Da die Schwermetalle überwiegend in der feineren Kornfraktion vorliegen, sind somit die höheren Schwermetallgehalte in den kartierten Proben zu erwarten.

In Bezug auf die primäre Fragestellung ist die festgestellte Diskrepanz jedoch nachrangig zu bewerten. Vielmehr zeigt dieser einfache Ansatz, dass sogar unter Berücksichtigung von zwei Korngrößenbereichen ($<125\ \mu\text{m}$ und $<2000\ \mu\text{m}$) kein Zusammenhang zwischen Boden- und Grundwasserkonzentrationen zu erkennen ist.

Die Ursachen für die hohen Bodengehalte bei geringen Grundwasserkonzentrationen könnten zunächst darin begründet liegen, dass die Bodenverunreinigungen jeweils sehr inhomogen und nur kleinräumig ausgebildet sind und die Grundwassermessstellen nicht unmittelbar im Abstrom dieser ‚hot spots‘ liegen. Diese Vermutung wird dadurch bestätigt, dass häufiger sehr hohe Standardabweichungen für die einzelnen Bereiche berechnet werden. Eine Abhängigkeit zwischen der Verlagerungstiefe von Elementen und der Heterogenität des Bodens (hier: pH-Wert u. C_{org} -Gehalt) stellten DÖRSCHER (1997) und STRECK (1992, 1997) an sandigen, humusarmen Böden in einem langjährig betriebenen Abwasserverregungsgebiet für die Elemente Cd, Cr, Pb und Zn fest. Ferner lagen nach 29 Jahren die Verlagerungstiefen für die Elemente Cd, Cr und Pb lediglich bei unter einem Meter sowie für Zn bei maximal 1,20 m.

Aufgrund der heterogenen Zusammensetzung der Abfälle und Elementverteilungen sowie der geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten (Abstandsgeschwindigkeiten von 3 bis 5 cm/d; vgl. Kap. 7.6 u. 7.7) kann davon ausgegangen werden, dass die Ausbreitung von Konzentrationsfahnen begrenzt und deren Erfassung dadurch erschwert ist. Infolgedessen sollte über geostatistische Verfahren und unter Berücksichtigung der Abstromrichtung nochmals überprüft werden, ob die Probenentnahmeanzahl und -dichte für die Bearbeitung der Fragestellung ausreichend war.

Weiter ist anzumerken, dass die Art der Grundwasserentnahme in Form von Pumpbeprobungen eine starke Durchmischung und Verdünnung bewirken kann und damit Konzentrationsmaxima in der Regel nicht nachgewiesen werden. Die Tatsache, dass im Rahmen dieser Gegenüberstellung Grundwasserproben aus unterschiedlichen Tiefen gleichbehandelt wurden, dürfte in diesem Zusammenhang von geringer Bedeutung sein, da bei ausreichender Standzeit, von der an diesem Standort wegen der geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten ausgegangen werden kann, eine Verteilung in Tiefen bis über 10 m erfolgt. Dieses haben tiefenorientierte Grundwasserbeprobungen im Bereich der ehemaligen Galvanik wenigstens für die Elemente Cr, Cu, Ni und Zn bestätigt (s. Kap. 7.4.1).

Die beschränkte Eluierbarkeit und eine dadurch bedingte, begrenzte Mobilität der Elemente, die über die Ergebnisse des S₄-Versuchs zum Ausdruck kommt, dürfte ebenfalls für die geringen Lösungskonzentrationen im Grundwasser verantwortlich sein. Zu einer Festlegung und Immobilisierung der Elemente könnten neben allgemein stabilen Bindungsformen auch Alterungsprozesse geführt haben. In verschiedenen Untersuchungen wurde festgestellt, dass der Anteil an mobilen und austauschbaren Schwermetallen über die Zeit abnimmt und parallel ein Anstieg der Gehalte in den immobilisierten Fraktionen zu beobachten ist (SILVIERA u. SOMMERS, 1977; GROVE u. ELLIS, 1980; WILLIAMS u. McLAREN, 1982; HORAK u. KAMEL, 1990; MANN u. RITCHIE, 1994; MA u. UREN, 1997; KEPPLER u. BRÜMMER, 1997, 1998; KEPPLER, 1999). Aufgrund der langen Existenz der Stoffeinträge, von denen an diesem Standort ausgegangen werden kann, sind die Bedingungen für einen Übergang der Elemente in stabilere Bindungsformen erfüllt. Es kann allerdings auch nicht ausgeschlossen werden, dass der mobile Anteil der Schwermetalle bereits durch den Niederschlag ausgelaugt wurde, zumal die Sondierpunkte aus der Kartierung ausschließlich in unversiegelten Bereichen liegen.

Die in einzelnen Proben ermittelten, hohen Eluatgehalte für die Elemente Ni, Pb und Zn sind wahrscheinlich auf die zum Teil starke Heterogenität des abgelagerten Materials zurückzuführen.

Für eine Festlegung der Schwermetalle sprechen auch die unter den Extremwerten beobachteten positiven Korrelationen des Elementes Fe mit den Elementen B, Cd, Co, Ni, Pb und V. Entsprechende Bindungsbedingungen werden für Ni in Kapitel 7.2 über die Ergebnisse aus der sequentiellen Elution belegt und sind zumindest für Cd, Co, Ni und V mineralogisch bekannt.

Des Weiteren könnten die hohen Ca-Gehalte, die zum Teil in Verbindung mit hohen Schwermetallgehalten beobachtet werden (vgl. Kap. 5.1 u. 6.1), für die geringe Mobilität der Elemente verantwortlich sein. Unter diesen Bedingungen sind Fällungs- und Sorptionsprozesse in Verbindung mit Ca wahrscheinlich, die dann zu einer Immobilisierung der Elemente führen.

Generell muss berücksichtigt werden, dass für den Vergleich lediglich Gesamtgehalte im Boden herangezogen wurden, die per se keine Aussagen über die Mobilität der Elemente zulassen. Zudem sind die Konzentrationen im Boden beispielsweise von Cd sehr gering, so dass ein adäquater Nachweis im Grundwasser erschwert ist.

Die bisherigen Ausführungen zeigen, dass die Elementkonzentrationen im Boden und im Grundwasser aufgrund der Größe und der Komplexität des Untersuchungsgebietes offenbar durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst werden. Durch die Berechnung von gebietsbezogenen Hintergrundgehalten können zwar Bereiche mit erhöhten Stoffgehalten diskriminiert werden, allerdings ergibt der Vergleich von Boden- und Grundwassergehalten keine zufriedenstellenden Aussagen über die tatsächliche Mobilität der Elemente. Die Grundwasseranalysen und die Anwendung eines einfachen Eluattests belegen jedoch, dass eine Stoffverlagerung ins Grundwasser bereits erfolgt ist und weiterhin ein mobilisierbarer Anteil im Boden vorliegt. Aufgrund dieser Ergebnisse wurden exemplarisch an einem Altstandort ergänzende Untersuchungen ausgewertet, die eine detaillierte Beurteilung von Standortgegebenheiten, maßgebenden Prozessen und deren Auswirkungen auf die Inhaltsstoffe im Boden und im Grundwasser ermöglichen.

7 Detailuntersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik

Im Rahmen dieser Detailuntersuchung soll zunächst beurteilt werden, ob die für das gesamte Untersuchungsgebiet ermittelten Hintergrundgehalte tatsächlich geeignet sind, bekannte Stoffbelastungen auf dem Gelände zu lokalisieren und zu bewerten. Dazu wurden weiterführende Untersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik durchgeführt. Eine Beschreibung des Altstandortes kann dem Kapitel 3.4 entnommen werden. Die Lage im Untersuchungsgebiet und die Ausdehnung der Produktionsfläche von ca. 13.500 m² sind im Anhang 1 sowie im Detail im Anhang 9 dargestellt.

Zur Ermittlung und Bewertung des Stoffbestandes im Boden sind eingangs die Bodengehalte am Standort der ehemaligen Galvanik untersucht und mit den Hintergrundgehalten des Untersuchungsgebietes verglichen worden. Zur Untersuchung der Bindungsbedingungen und Bindungspartner sowie zur Beurteilung der Mobilisierbarkeit der relevanten Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn ist an ausgewählten Proben neben der Bestimmung der Gesamtgehalte ergänzend eine sequentielle Extraktion durchgeführt worden.

Für die Beurteilung des Verhaltens der Schwermetalle und zur Bewertung von Wechselwirkungen zwischen dem Festkörper und dem Grundwasser wurden mittels einer Multiparametersonde die Milieubedingungen im Grundwasser gemessen und darauf basierend gezielte, tiefenorientierte Grundwasserbeprobungen durchgeführt. Die Lösungskonzentrationen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik sind durch wiederholte Beprobungen über einen Zeitraum von ~1 Jahr beobachtet worden. Ergänzend wurden über einen Zeitraum von 6 Monaten begleitend zu einem Versickerungsversuch im südlichen Bereich die Beprobungen über ein vierzehntägiges Intervall intensiviert. Auf der Basis dieser Untersuchungsergebnisse erfolgten geochemische Berechnungen zur Bewertung thermodynamischer Prozesse im Aquifer. Zur Betrachtung von Transportprozessen im Grundwasserleiter konnten über einen analytischen Lösungsansatz stoffspezifische Parameter abgeschätzt werden, die zur Simulation des Stofftransportes mit einem Grundwassermodell dienten.

7.1 Elementgehalte im Oberboden

Zur Bestimmung der Elementgehalte im Boden ist im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik auf einer Fläche von ca. 3.200 m² eine Bodenbeprobung durchgeführt worden. Auf der Fläche, die im Anhang 9 schraffiert gekennzeichnet ist, wurden 32 Bodenproben jeweils unterhalb des Betonbodens aus einer Tiefe von 0,2 bis 0,5 m entnommen. Die Entnahmetiefe wurde gewählt, da die stärksten Verunreinigungen im Betonboden und unmittelbar darunter zu erwarten waren. Das Bodenmaterial besteht aus Feinsand, der als Baugrund anthropogen aufgeschüttet wurde und eine Mächtigkeit von ~2 m aufweist. Das Material ist weitgehend homogen und schließt im Bereich der Grundwasserwechselzone ab.

In die Bewertung der Elementgehalte sind die Schwermetalle Cr, Cu, Ni, Zn sowie V als mögliches Begleitelement und die Elemente Al, Ca, Fe und Mn als potentielle Bindungspartner einbezogen worden. Dazu sind in der Tabelle 10 neben der Auswertung der Bodenanalysen aus der ehemaligen Galvanik die Mittelwerte, Minima und Maxima aus den Bodenanalysen der Kartierung dargestellt, die auf der Gesamtheit der Analysen ohne Extremwerte (=Hintergrundgehalte) sowie auf der Gesamtheit der Analysen einschließlich der Extremwerte basieren. Die Analyseergebnisse für die einzelnen Bodenproben aus der ehemaligen Galvanik können dem Anhang 10, die der Bodenproben aus dem gesamten Untersuchungsgebiet dem Anhang 5 entnommen werden.

Tab. 10: Gesamtgehalte ausgewählter Elemente im Boden der ehemaligen Galvanik im Vergleich mit Bodengehalten aus dem gesamten Untersuchungsgebiet

Element	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]	V [mg/kg]	Al [mg/kg]	Ca [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]
Mittelwert ¹⁾	17	7,6	79	103	18	14.927	2.080	6.279	138
Min ¹⁾	1,0	0,85	3,4	8,8	11	10.092	324	2.033	43
Max ¹⁾	68	83	1.105	903	26	18.967	9.040	14.647	252
Mittelwert ²⁾	22	19	22	66	22	9.145	5.006	13.261	288
Min ²⁾	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1.790	287	3.337	21
Max ²⁾	52	58	55	164	52	17.379	15.151	28.503	866
Mittelwert ³⁾	103	177	85	179	25	9.620	13.073	18.452	364
Min ³⁾	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1.790	287	3.337	21
Max ³⁾	2.298	3.767	2.647	1.710	159	25.631	147.290	195.608	2.238

¹⁾ aus den Bodenanalysen der ehemaligen Galvanik

²⁾ aus der Gesamtheit der Bodenanalysen der Kartierung ohne Extremwerte (=Hintergrundgehalte)

³⁾ aus der Gesamtheit der Bodenanalysen der Kartierung einschließlich Extremwerte

Der Vergleich zeigt, dass die in der ehemaligen Galvanik gemessenen mittleren Konzentrationen für die Elemente Cr, Cu und V in der Größenordnung der Analysenergebnisse ohne Extremwerte aus der Kartierung oder darunter liegen und damit im Bereich der Hintergrundwerte des Untersuchungsgebietes. Allerdings liegen die maximalen Werte für Cr und Cu über den maximalen Hintergrundwerten. Für die Elemente Ni und Zn wurden im Bereich der ehemaligen Galvanik sowohl die mittleren als auch die maximalen Konzentrationen über den berechneten Hintergrundgehalten des Untersuchungsgebietes gemessen. Dabei erreichen die höchsten Gehalte für Ni das 20-fache und die für Zn das 5-fache der maximalen Hintergrundgehalte. Die Gehalte erreichen jedoch nur das 0,5-fache der im Untersuchungsgebiet gemessenen Extremwerte dieser Elemente.

Das Element Al liegt im Oberboden der ehemaligen Galvanik im Mittel um das 1,6-fache und im Minimum um mehr als das 5-fache über dem mittleren und kleinsten Hintergrundgehalt bzw. -wert des Untersuchungsgebietes. Die Elemente Ca, Fe und Mn weisen dagegen in der Häufigkeit geringere Konzentrationen als im Untersuchungsgebiet auf, wobei die Mittelwerte und die Maxima im Durchschnitt nur 50 % der berechneten Hintergrundgehalte erreichen.

Die Analysen ergeben, dass die höchsten gemessenen Gehalte der Elemente Cr mit bis zu 68 mg/kg, Cu mit bis zu 83 mg/kg und Zn mit bis zu 903 mg/kg lediglich die Vorsorgewerte nach der BBodSchV bzw. die Z 2-Werte nach der LAGA überschreiten (vgl. Tab. 2). Dagegen liegt das Element Ni mit Gehalten bis 1.105 mg/kg über dem Prüfwert der BBodSchV.

Über Korrelationsberechnungen wurde untersucht, ob Elementvergesellschaftungen, wie sie im Rahmen der Kartierung diskriminiert werden konnten, auch an diesem Altstandort zum Ausdruck kommen. Die Überprüfung der Messwerte auf Normalverteilung mittels des KOLMOGOROFF-SMIRNOV-ANPASSUNGSTEST ergab, dass lediglich die Elemente Mn und Fe einer Normalverteilung folgen. Aufgrund dieses Ergebnisses sind die Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN berechnet worden. Die berechneten Korrelationskoeffizienten sind in der Tabelle 11 zusammengefasst. In der Tabelle sind die Wahrscheinlichkeiten möglicher Korrelationen über das Signifikanzniveau ausgedrückt sowie mit einem Unterstrich solche Korrelationen markiert, deren lineare Beziehung im Streudiagramm bestätigt wird.

Demnach scheinen lineare Beziehungen unter den Schwermetallen lediglich zwischen den Paarungen Cr mit Ni und Zn sowie Ni mit Cu und Zn zu bestehen. Weitere Korrelationen treten zwischen den Paarungen Zn mit Ca, Fe und Mn, V mit Al, Ca, Fe und Mn, Al mit Ca und Fe sowie zwischen Fe und Mn auf.

Tab. 11: Korrelationsmatrix der Bodengehalte aus der ehemaligen Galvanik (n. SPEARMAN) (n=32)

	Cr	Cu	Ni	Zn	V	Al	Ca	Fe	Mn
Cr	1	0,28	<u>0,60**</u>	<u>0,53**</u>	-0,15	-0,19	-0,35*	0,18	0,34
Cu		1	<u>0,46**</u>	0,26	0,21	0,24	-0,05	0,17	0,01
Ni			1	<u>0,55**</u>	-0,17	-0,17	-0,27	0,11	0,20
Zn				1	-0,06	-0,08	<u>0,20</u>	<u>0,34</u>	<u>0,45**</u>
V					1	<u>0,86**</u>	<u>0,46**</u>	<u>0,55**</u>	<u>0,36*</u>
Al						1	<u>0,50**</u>	<u>0,47**</u>	0,20
Ca							1	0,32	0,28
Fe								1	<u>0,83**</u>
Mn									1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig)

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über das Streudiagramm bestätigt

Ein Vergleich der Korrelationen aus der Tabelle 11 mit den Korrelationsergebnissen aus der Kartierung (Tab. 5) zeigt, dass die Abhängigkeiten zwischen den Elementen Ni und Cr sowie Ni und Cu auch unter den kartierten Extremwerten auftreten. Weitere Korrelationen zwischen den standorttypischen Schwermetallen Cr, Cu, Ni und Zn, wie sie beispielweise in der Kartierung unter den Extremwerten zwischen den Paarungen Cu mit Cr oder mit Zn auftreten, werden am Standort der ehemaligen Galvanik nicht bestätigt. Alle weiteren Korrelationen, die über die Bodengehalte der ehemaligen Galvanik zwischen den Elementen ermittelt wurden, werden entweder über die berechneten Korrelationen aus der Grundgesamtheit der Kartierung oder aus der Grundgesamtheit ausschließlich der Extremwerte bestätigt.

Auffällig sind die linearen Beziehungen zwischen dem Element Zn und den potentiellen Bindungspartnern Ca, Fe und Mn. Weitere Korrelationen unter den Elementen Al, Ca, Fe und Mn bei vergleichsweise geringen Gesamtgehalten sowie die lineare Beziehung der Elemente zu V lassen einen geogenen Ursprung der Elemente vermuten.

7.2 Untersuchungen zur Bindung und Mobilität der Schwermetalle

Entscheidend für die Verlagerung der Elemente vom Boden ins Grundwasser ist neben den Gesamtgehalten der austauschbare und damit mobilisierbare Anteil der Elemente im Boden. Zur Ermittlung des austauschbaren Anteils der Schwermetalle im Boden der ehemaligen Galvanik wurden 4 Proben mit den höchsten Schwermetallgehalten für eine se-

quentielle Elution ausgewählt. Neben den Schwermetallen Cr, Cu, Ni, V und Zn sind nach jedem Extraktionsschritt die Elemente Al, Ca, Fe und Mn in der Lösungskonzentration bestimmt worden. Diese Elemente spielen als Bindungspartner für die Schwermetalle eine besondere Rolle und können daher als Indikatoren für eine Mobilisierung angesehen werden. Aus der Gesamtheit der Bodenproben sind die Probenbezeichnungen 15, 20, 21 und 23 ausgewählt worden, die im Anhang 10 entsprechend hervorgehoben sind.

Da im Rahmen der sequentiellen Elution die einzelnen Extraktionsschritte jeweils an der gleichen Bodenprobe durchgeführt werden und jeder Behandlungsschritt fehlerbehaftet sein kann, wurde das Verfahren im Labor in zahlreichen Fällen auf die Vergleichbarkeit von Analysenwerten aus der Summe der Sequenzschritte und aus dem Gesamtaufschluss (Flusssäureaufschluss) geprüft. In der Regel wurde eine Übereinstimmung von $\pm 20\%$ erzielt (KRAFT u. ZACHMANN, 2003; VETTER u. ZACHMANN, 2003). Im vorliegenden Fall erfolgte der Gesamtaufschluss mit Königswasser n. DIN (DIN 38414-7, 1983), so dass ein direkter Vergleich der Gehalte nicht möglich war.

In den Abbildungen 3.1 und 3.2 sind exemplarisch für die Probenbezeichnung 15 die Konzentrationsanteile in den einzelnen Lösungsschritten für die betrachteten Elemente aufgetragen. Die absoluten Konzentrationen je Extraktionsschritt können der Tabelle 12 entnommen werden. Die Ergebnisse für die Probenbezeichnungen 20, 21, und 23 sind sowohl grafisch als auch tabellarisch im Anhang 11.1 bis 11.3 dargestellt.

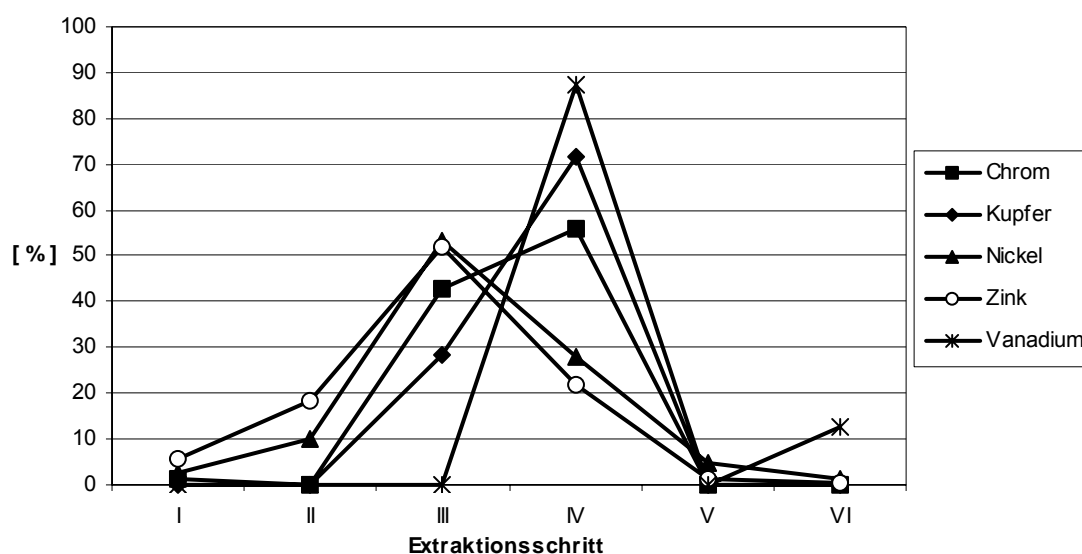


Abb. 3.1: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V - Probenbezeichnung 15

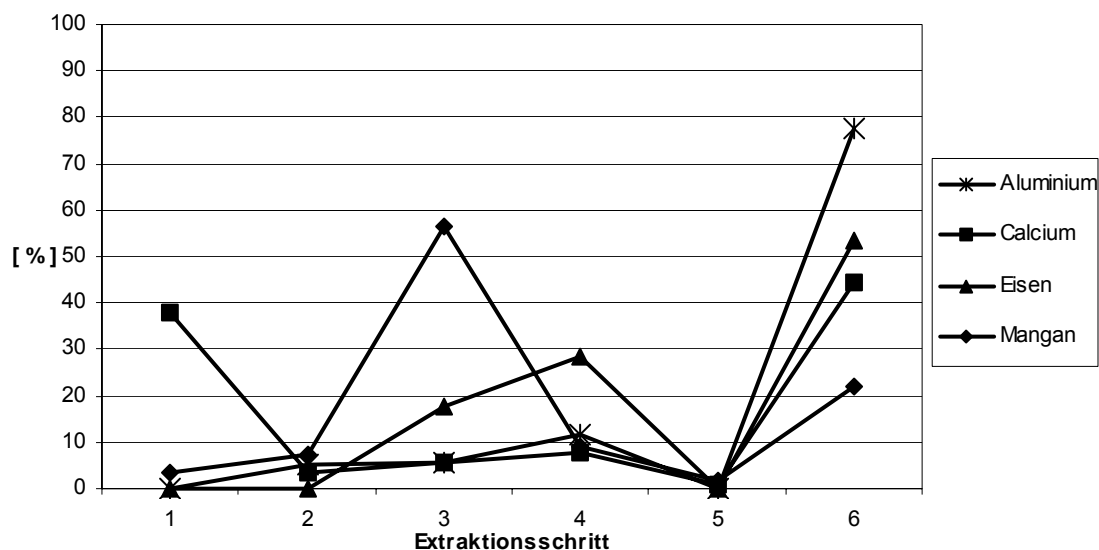


Abb. 3.2: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn - Probenbezeichnung 15

Tab. 12: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse - Probenbezeichnung 15

Extrakt.-Schritte	I [mg/kg]	II [mg/kg]	III [mg/kg]	IV [mg/kg]	V [mg/kg]	VI [mg/kg]	Summe [mg/kg]
Cr	1,6	<0,001	53	69	<0,001	<0,001	124
Cu	<0,001	<0,001	3,7	9,2	<0,001	<0,001	13
Ni	77	301	1.589	837	143	35	2.982
Zn	101	334	941	398	24	11	1.810
V	<0,001	<0,001	<0,001	30	<0,001	4,3	34
Al	2,0	486	550	1.096	1,9	7.326	9.462
Ca	1.196	109	170	244	29	1.390	3.137
Fe	1,3	4,5	485	775	5,3	1.457	2.728
Mn	5,1	11	86	14	2,6	34	152

Aus der grafischen Darstellung der Lösungsanteile der Schwermetalle in den einzelnen Extraktionsschritten wird deutlich, dass nur ein geringer Anteil von Schwermetallen in den ersten beiden Schritten gelöst wird. Von den gemessenen Schwermetallen ist lediglich Zn im zweiten Schritt in einem bedeutenden Anteil von bis zu 33 % in Lösung gegangen, wobei die hohen Anteile in den Proben 15, 20 und 21 mit hohen Gesamtgehalten korrespondieren. In der Summe werden in den austauschbaren und leicht mobilisierbaren, karbonatisch gebundenen Fraktionen (Schritt I+II) bis zu 7 % Cu, 9 % Cr, 13 % Ni und 46 % Zn bestimmt. Eine analoge Reihenfolge geben die durchschnittlichen Lösungsanteile aus den ersten beiden Schritten mit 2 % Cu, 3 % Cr, 9 % Ni und 26 % Zn wieder. Eine Mobilisierung des Elementes V erfolgte in keinem der beiden Schritte.

Die insgesamt schwache Mobilisierung von Schwermetallen im zweiten Schritt weist auf eine geringe Bedeutung der karbonatischen Fällung im Boden hin. Die Mobilisierung des Elementes Zn dürfte dabei eher auf die Lösung von Komplexen mit geringer Bindungsstärke zurückzuführen sein.

Der bedeutende Anteil der Schwermetalle wurde im dritten und vierten Extraktionsschritt aus den leicht und schwerer reduzierbaren Phasen gelöst. Dabei betragen die Anteile für das Element Cr bis zu 43 % im dritten Schritt und bis zu 82 % im vierten Schritt, für das Element Cu bis zu 63 bzw. 100 %, für das Element Ni bis zu 53 bzw. 66 % sowie für das Element Zn bis zu 55 bzw. 32 %. Das Element V wird erst im vierten Schritt mit einem Anteil von bis zu 87 % eluiert.

Eine bedeutende Lösung konnte im fünften Extraktionsschritt, in dem bevorzugt sulfatisch und organisch gebundene Fraktionen gelöst werden, lediglich für das Element Ni mit Anteilen von 5 bis 14 % beobachtet werden.

Im sechsten Schritt, der die residual gebundene Fraktion umfasst, ging insbesondere das Element V mit Anteilen zwischen 13 bis 55 % in Lösung. Während das Element Cr noch mit Anteilen bis 20 % gemessen wurde, liegen die Anteile der Elemente Ni und Zn bei maximal 8 bzw. 11 %. Das Element Cu ist in dieser Fraktion nicht vertreten.

Von den Elementen Al, Ca, Fe und Mn wird im ersten Schritt lediglich Ca bis zu einem Anteil von 38 % gelöst. Der vergleichsweise hohe Lösungsanteil dieses Elementes deutet auf eine sulfatische Mineralisierung (Gips) hin.

Im zweiten Schritt ist keine auffallende Lösung dieser Elemente zu beobachten. Dagegen erfolgen im dritten und vierten Schritt deutliche Mobilisierungen der Elemente Mn und Fe, wobei Mn im dritten Schritt mit einem Anteil bis 56 % die höchsten Lösungsanteile erreicht, während der Anteil im vierten Schritt auf maximal 25 % sinkt. Für das Element Fe liegt der Anteil im dritten Schritt bei 18 % und erreicht im vierten Schritt 28 %. Im vierten Schritt ist in einer Probe außerdem eine Mobilisierung von Al mit bis zu 12 % zu beobachten. Die höchsten Lösungskonzentrationen für Al, Fe und Ca werden im sechsten Schritt in der mineralischen Fraktion mit bis zu 95, 83 und 65 % bestimmt. Die Anteile von Mn liegen im sechsten Schritt bei maximal 46 %.

Zur Beurteilung des Einflusses der organischen Substanz auf die Bindung der Schwermetalle im Boden wurden abschließend die C_{org} -Gehalte bestimmt, die für die Probenbezeichnung 20 einen Anteil von 0,2 %, für die Probenbezeichnungen 15 und 21 von ~0,7 % sowie für die Probenbezeichnung 23 von 2 % am Probenvolumen einnehmen.

7.3 Darstellung der hydrochemischen Bedingungen im Grundwasser

7.3.1 Ergebnisse der Messungen von Leitparametern

Im Bereich der ehemaligen Galvanik wurden in allen Grundwassermessstellen zu drei Terminen die Milieuparameter Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential in situ mittels einer Multiparametersonde gemessen. Ziel dieser Messungen war es, hinsichtlich der Grundwasserverunreinigung im Bereich der ehemaligen Galvanik ergänzende Erkenntnisse über die Bedingungen im Reaktionsraum Grundwasser zu bekommen, die überdies Rückschlüsse auf die Mobilität der relevanten Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn zulassen. Ferner dienten die Messergebnisse zur Festlegung von Entnahmetiefen für die tiefenorientierte Grundwasserbeprobung.

Während des Beobachtungszeitraums wurde, wie bereits unter Kapitel 3.4 beschrieben, im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik auf einem Testfeld von 60 m² ein Versickerungsversuch durchgeführt (Zeitraum: 06.01.-05.05.99). Als Abfangbrunnen diente zunächst der südlich des Testfeldes gelegene Förderbrunnen KB 2, der im weiteren Verlauf durch die Grundwassermessstellen GWM 1 und GWM 2 ergänzt wurde, die unmittelbar im Testfeld abgeteuft sind (vgl. Anh. 9).

In der Tabelle 13 sind die Mittelwerte sowie minimale und maximale Messwerte der Leitparameter für jeden Messtermin zusammengefasst. Die Tabellenwerte basieren auf Messungen bis zu einer Tiefe von ca. 10 m unter der Wasserspiegeloberfläche (u. WSP).

Tab. 13: Ergebnisse der Messung der Leitparameter im Bereich der ehemaligen Galvanik bis 10 m unter der Wasserspiegeloberfläche

Parameter	Einheit	29.10.98			26.02.99			31.05.99		
		Mittelw.	Min	Max	Mittelw.	Min	Max	Mittelw.	Min	Max
Leitfähigkeit	[mS/cm]	1,58	0,41	4,52	1,24	0,41	4,02	1,25	0,38	4,33
Temperatur	[°C]	20,2	16,9	22,2	19,5	17,0	22,0	19,9	17,0	25,3
pH-Wert	[-]	6,3	2,4	10,1	6,3	5,0	8,2	6,3	4,7	7,9
Redoxpotential	[mV]	83	-485	293	86	-375	302	49	-319	272
Sauerstoff	[mg/l]	0,3	<0,1	10,1	0,8	<0,1	7,4	0,8	<0,1	8,7

Aus der Tabelle wird deutlich, dass die mittleren Leitfähigkeiten für den ersten Messtermin mit 1,58 mS/cm etwas höher berechnet werden als für die späteren Termine, die mit 1,24 bzw. 1,25 mS/cm annähernd gleich sind. Die Spannweiten der gemessenen Leitfähigkeiten erreichen im Minimum mit ~0,4 mS/cm an allen Terminen eine ähnliche Größenord-

nung, wurden aber im Maximum am ersten und dritten Messtermin mit 4,5 und 4,3 mS/cm etwas höher gemessen als zum Zeitpunkt der zweiten Messung mit 4,0 mS/cm.

Die Temperaturen liegen an den Messterminen zwischen 16,9 und 25,3 °C und betragen im Mittel 20 °C. Die Grundwassertemperaturen werden im oberen Bereich des Grundwasserleiters stark durch die Hallentemperatur beherrscht und sind erst ab einer Tiefe von 12 m u. WSP davon weitgehend unbeeinflusst.

Der mittlere pH-Wert wird für alle drei Messtermine mit pH 6,3 berechnet, bei Spannweiten zwischen pH 2,4 und 10,1. Dabei wurden während des ersten Messtermins mit pH 2,4 sowohl die geringsten als auch mit pH 10,1 die höchsten Werte gemessen. Die Messspannweiten an den beiden folgenden Terminen sind dagegen mit pH 4,7 im Minimum und pH 8,2 im Maximum deutlich enger.

Das Redoxpotential wurde zwischen -485 und +302 mV gemessen und liegt im Mittel zwischen 49 und 86 mV. Über den gesamten Beobachtungszeitraum ist eine Abnahme im Redoxpotential zu erkennen, zudem ist die Messspannweite am letzten Messtermin deutlich enger.

Die Sauerstoffgehalte liegen zwischen 0 und 10,1 mg/l bei mittleren Gehalten von 0,3 bis 0,8 mg/l. In jeder Messstelle wurden die jeweils höchsten Sauerstoffgehalte oberflächennah gemessen. Mit der Tiefe nehmen die Gehalte schnell ab, so dass in nahezu allen Messstellen ab einer Tiefe von 0,75 m u. WSP kein Sauerstoff mehr messbar war.

In Tiefen über 10 m u. WSP konnten aus technischen Gründen (s. Kap. 4.2.1) nur zu einem Termin die Leitparameter Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert gemessen werden. Die Leitfähigkeiten liegen ab einer Tiefe unter 10 m u. WSP bei einem Wert um 1,1 mS/cm und erreichen ab einer Tiefe von 39 m u. WSP bis zur Quartärbasis von 42 m u. WSP aufgrund hoher Mineralanteile einen Wert von 32,8 mS/cm. Die Temperaturen sinken von ~18 °C in 10 m u. WSP kontinuierlich bis auf 13,3 °C in 42 m u. WSP ab. Die pH-Werte schwanken in den oberen Bereich um pH 6,6 und liegen ab einer Tiefe von 25 m u. WSP in allen drei tieferen Messstellen bei pH 7,3.

7.3.2 Änderung der Leitparameter in horizontaler Richtung

Aufgrund der relativ konstanten Milieubedingungen in den meisten Grundwassermessstellen der ehemaligen Galvanik über die Beobachtungstiefe bis 10 m unter der Wasserspie-

geloberfläche und den Beobachtungszeitraum von 7 Monaten wird die horizontale Verteilung der Leitparameter exemplarisch an den Messergebnissen vom Oktober 1998 erläutert. Zur Darstellung der Verteilung sind lediglich die Messwerte aus den obersten 3 m (~2 bis 5 m u. GOK) des Grundwasserleiters herangezogen worden, da der überwiegende Teil der Messstellen nur bis in diese Tiefe verfiltert ist. Dazu wurde für jede Messstelle und jeden Parameter aus dem vertikalen Messprofil ein Mittelwert gebildet. Die Mittelwertbildung ist insofern zulässig, da bis auf wenige Ausnahmen die Werte über die Messprofile nahezu konstant blieben. Ausnahmen bilden die Messergebnisse für den Parameter Sauerstoff, für den in allen Messstellen eine Abnahme der O_2 -Konzentrationen zur Tiefe beobachtet wurde. Aufgrund vergleichbarer Gradienten in den Messstellen sind auch für diesen Parameter die Werte gemittelt worden. Lediglich der oberste Messwert wurde verworfen, da der Sauerstoffgehalt in dieser Tiefe sehr stark davon abhing, wie nahe die Messung unter der Grundwasseroberfläche lag. Aufgrund dieser Vereinfachungen ist die horizontale Verteilung der Gehalte lediglich für einen relativen Vergleich geeignet.

Auf eine Darstellung der horizontalen Temperaturverteilung wurde wegen des starken Einflusses der Hallentemperatur auf die Grundwassertemperaturen verzichtet.

An einigen Messstellen (B 12, B 16 und B 20) wurden die letzten ein bis zwei Messwerte aus der Betrachtung herausgenommen, da diese Messungen durch Schlammablagerungen im Brunnensumpf beeinflusst waren. Dieses betrifft insbesondere die Parameter Leitfähigkeit und pH-Wert. Besonderheiten, wie ein markanter, tiefenabhängiger pH-Sprung in den Messstellen B 5, B 11, B 12, KB 6 und KB 7, der lediglich am ersten Messtermin auftrat, wird durch die Mittelwertbildung überdeckt und deshalb im Anschluss gesondert behandelt.

Die Darstellungen der horizontalen Verteilungen der Leitparameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Bereich der ehemaligen Galvanik können dem Anhang 12.1 bis 12.4 entnommen werden.

An der Verteilung der Leitfähigkeiten im Anhang 12.1 wird deutlich, dass die Werte im Durchschnitt innerhalb der Fläche der ehemaligen Galvanik zwischen 1 und 1,6 mS/cm schwanken und damit deutlich höher liegen als in der Umgebung mit 0,6 bis 0,8 mS/cm. Ein deutlicher Anstieg der mittleren Leitfähigkeiten bis 4,3 bzw. zwischen 2 und 3,7 mS/cm ist lediglich lokal im Norden an der Messstelle B 20 und im Süden an den Messstellen B 5 und KB 6 zu beobachten.

Im Anhang 12.2 sind die pH-Werte in der horizontalen Verteilung dargestellt. An der Abbildung ist zu erkennen, dass der pH-Wert in der Umgebung der ehemaligen Galvanik

zwischen pH 6,1 und 6,3 schwankt. Innerhalb der Fläche fallen einzelne Messstellen mit unterschiedlicher Acidität auf. Zu den Messstellen zählen im Norden die B 19 mit einem deutlich geringeren mittleren pH-Wert von 5,6 und die KB 1 mit einem eher neutralen pH-Wert von 7,1. Im Süden sind es die Messstellen B 5, B 11, B 12 und KB 6 mit aciden Wässern und mittleren pH-Werten von 4,3 bis 4,8.

Die Ergebnisse der Messungen des Redoxpotentials können dem Anhang 12.3 entnommen werden. Das mittlere Redoxpotential liegt im Bereich der ehemaligen Galvanik zwischen +150 bis +190 mV. Außerhalb dieser Fläche ist in Richtung Norden ein Anstieg des Redoxpotentials bis +250 mV zu beobachten. Lokal höhere Redoxpotentiale sind im Norden in der Messstelle B 19 mit +280 mV sowie im Süden in den Messstellen B 11 mit +289 mV und KB 7 mit +250 mV zu beobachten. Geringe Redoxpotentiale treten sowohl im Norden in der Messstelle KB 4 mit durchschnittlich 64 mV als auch im Süden in den Messstellen B 4 mit 23 mV und in der KB 6 mit –292 mV auf. Die räumliche Nähe der Messstellen B 4 und KB 6 lässt auf eine Verbindung in Bezug auf das Grundwassermilieu schließen.

Die horizontale Verteilung der Sauerstoffgehalte ist im Anhang 12.4 dargestellt. Die mittleren Sauerstoffgehalte liegen im Bereich der ehemaligen Galvanik zwischen 0,15 und 0,25 mg/l. Die geringsten mittleren Sauerstoffgehalte werden in den Messstellen B 11, B 12 und KB 6 mit bis zu 0,01 mg/l gemessen. In diesem Bereich geringer Sauerstoffgehalte fällt die Messstelle B 5 mit deutlich höheren mittleren Gehalten von 0,17 mg/l auf. Über die Fläche der ehemaligen Galvanik hinaus ist tendenziell ein Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen bis 0,60 mg/l zu beobachten. Ausnahmen bilden am südlichen Rand der ehemaligen Galvanik die Messstellen B 14 und B 15 mit geringeren Gehalten um 0,10 mg/l.

7.3.3 Änderung der Leitparameter in vertikaler Richtung

Die horizontale Darstellung der Leitparameter im Grundwasser im Bereich der ehemaligen Galvanik lässt im Vergleich zur Umgebung abweichende Messwerte für die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt erkennen, die jeweils im Trend über die einzelnen Messtermine bestätigt werden. Dagegen weisen die vertikalen Messprofile bestimmter Messstellen außergewöhnliche Verläufe im pH-Wert auf, die nur über einen kurzen Zeitraum vor Beginn des Versickerungsversuches messbar und zu

späteren Messterminen nicht erneut nachweisbar waren. Die Ergebnisse werden im folgenden exemplarisch an diesen vertikalen Messprofilen erläutert.

In der Abbildung 4 ist der vertikale Verlauf des pH-Wertes für die Messstellen B 5, B 11, B 12, KB 6 und KB 7 von der Messung am 29.10.98 dargestellt. An dem Verlauf des pH-Wertes zur Tiefe wird deutlich, dass die Messstellen in einer Tiefe zwischen 1 und 3 m unter der Wasserspiegeloberfläche (u. WSP) von stark acidem Grundwasser angeströmt werden. Die pH-Werte, die bis 1 m u. WSP im schwach sauren bis alkalischen Bereich gemessen wurden, sinken in diesem Tiefenabschnitt auf Werte bis 2,4 (B 5, B 11) ab. In der Messstelle KB 6, in der eher alkalische Bedingungen im Grundwasser herrschen, erfolgte eine Absenkung von ursprünglich pH 10 auf pH 5,2.

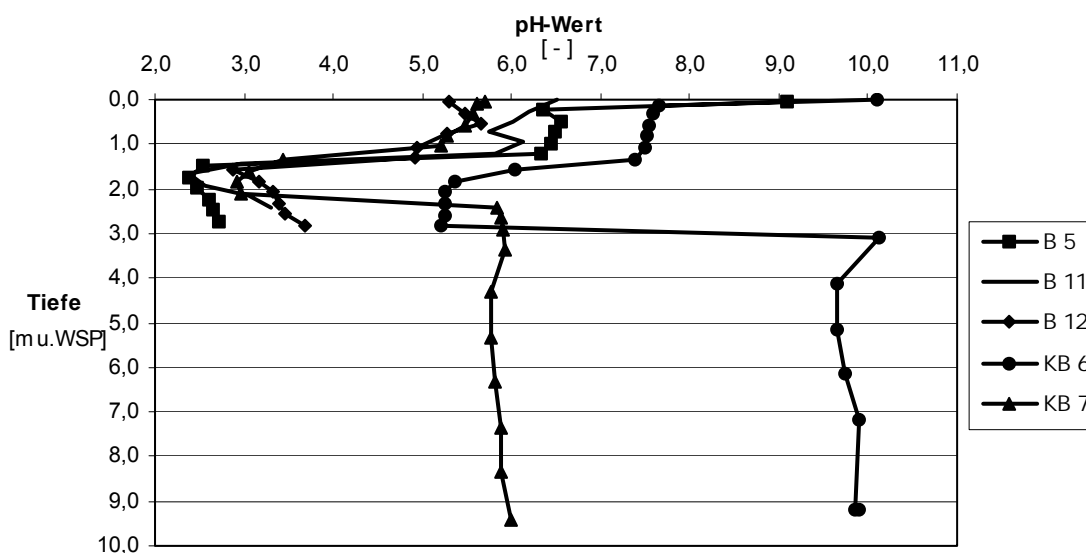


Abb. 4: Vertikaler Verlauf des pH-Wertes in ausgewählten Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik – Messung vom 29.10.98

Solche auffälligen Milieubedingungen in einer bestimmten Tiefe kommen lediglich über den pH-Wert zum Ausdruck. Die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoff und Redoxpotential geben keinen Hinweis auf eine lokale Veränderung.

Die im Vergleich zu den benachbarten Messstellen abweichenden hydrochemischen Bedingungen in der Messstelle KB 6 wurden bereits an der horizontalen Darstellung der pH-Werte deutlich. In der Messstelle wurden außerdem mit 3,7 mS/cm im Mittel vergleichsweise hohe Leitfähigkeiten sowie über die gesamte Tiefe negative Redoxpotentiale ge-

messen. Die braune Färbung des Grundwassers an dieser Stelle sowie die Ausgasung von H_2S weisen auf mikrobielle Prozesse im Grundwasser hin.

In der Abbildung 5 sind für die Messstellen B 5, B 11, B 12, KB 6 und KB 7 die Ergebnisse der pH-Wert-Messung vom 26.02.99 dargestellt. Für den direkten Vergleich ist die Skalierung beibehalten worden.

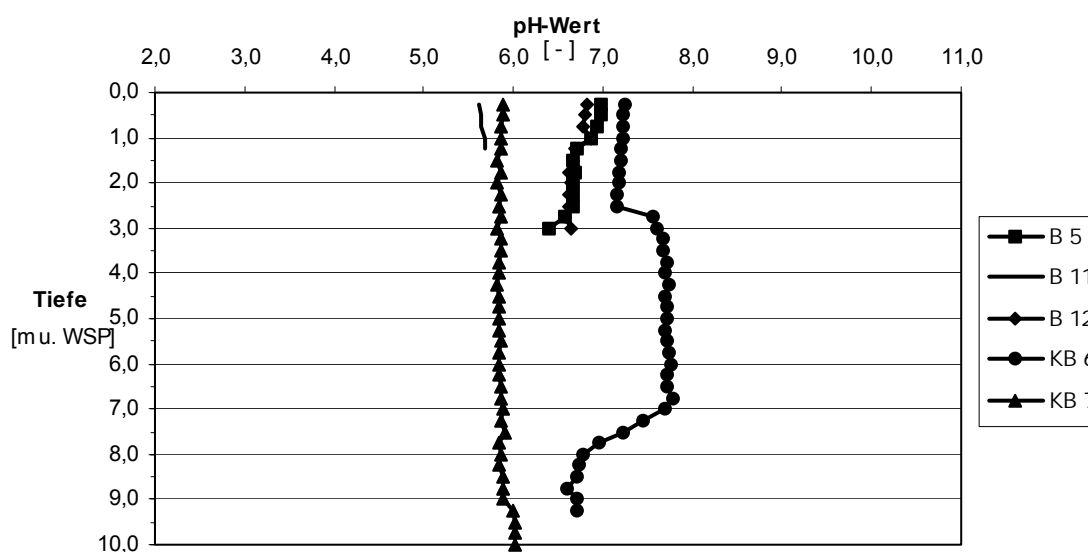


Abb. 5: Vertikaler Verlauf des pH-Wertes in ausgewählten Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik - Messung vom 26.02.99

Die pH-Werte liegen an diesem Messtermin in den Messstellen zwischen pH 5,6 und 7,9. Im Vergleich zum vorangegangenen Termin sind im vertikalen Verlauf des pH-Wertes keine bedeutenden Abweichungen zu beobachten. Mit Ausnahme der Messstelle KB 6 kann von nahezu konstanten pH-Werten über die gesamte Filterstrecke der jeweiligen Messstellen gesprochen werden. In der Messstelle KB 6 ist in einer Tiefe zwischen 2,5 und 8 m u. WSP eine Erhöhung um 0,6 pH-Einheiten zu beobachten. Diese Tiefe entspricht in etwa der Entnahmetiefe von Grundwasser aus der benachbarten Grundwassermessstelle GWM 2, die zu diesem Zeitpunkt als Entnahmestelle bereits in Betrieb war und deren Reichweite offenbar den Standort der Messstelle KB 6 berührt.

Ergänzende, vergleichende Messungen an der Grundwassermessstelle B 5 zwischen den vorgestellten Messterminen ergeben, dass der markante pH-Verlauf bereits nach einer Woche stark abgeschwächt und nach drei Wochen in dieser Messstelle nicht mehr erkennbar war.

Über die weitere Messung im Mai 1999, die an allen Messstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik stattfand, konnte die zu Beginn festgestellte pH-Anomalie ebenfalls nicht bestätigt werden.

7.4 Schwermetallgehalte im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

Die Lösungskonzentrationen für Schwermetalle im Grundwasser der ehemaligen Galvanik weisen räumlich wie auch zeitlich erhebliche Variationen auf. Zur Erfassung der Heterogenität in horizontaler und vertikaler Richtung sowie der Dynamik des Systems wurden über den Zeitraum von 1998 bis 2000 tiefenorientierte Beprobungen durchgeführt. Die Probenentnahmetechnik wurde gewählt, um aus dem freifließenden Grundwasser Lösungskonzentrationen zu ermitteln, die mit dem Korngerüst equilibriert sind. Weitere Analyseergebnisse von der Ersterkundung 1991, die auf gepumpten Grundwasserproben basieren, wurden in die Betrachtungen mit aufgenommen.

7.4.1 Lösungskonzentrationen im Grundwasser

Für die Darstellung der Konzentrationsentwicklung der relevanten Elemente Cr, Cu, Ni und Zn im Grundwasser wurden die gemessenen Gehalte zum Zeitpunkt der Ersterkundung 1991 den Gehalten aus dem Messzyklus von 1998 bis 2000 gegenübergestellt. Dazu sind in der Tabelle 14 die jeweiligen mittleren Konzentrationen sowie Minimum und Maximum zusammengefasst. Zum direkten Vergleich der Werte sind in die Auswertung ausschließlich die Messstellen eingegangen, die über den gesamten Zeitraum zugänglich und zu jedem Termin beprobt worden waren. Aufgrund dieser Vorgabe basiert die Bewertung auf einer begrenzten Anzahl von 22 Messstellen.

Tab. 14: Durchschnittliche Lösungskonzentrationen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik von 1991 bis 2000

Datum	Cr [mg/l]			Cu [mg/l]			Ni [mg/l]			Zn [mg/l]		
	Mittelw.	Min	Max	Mittelw.	Min	Max	Mittelw.	Min	Max	Mittelw.	Min	Max
01.12.91	24	0,03	260	4,5	0,05	42	12	0,01	72	10	0,33	200
07.12.98	5,5	<0,001	77	1,8	<0,001	40	2,5	0,018	34	4,5	<0,001	92
14.06.99	5,5	<0,001	69	1,9	<0,001	40	2,9	<0,001	36	3,1	0,015	64
31.01.00	7,9	<0,001	115	1,8	<0,001	38	2,1	<0,001	27	3,6	0,010	76

n = 22 Messstellen

An der zeitlichen Entwicklung der mittleren Konzentrationen wird erkennbar, dass die höchsten Gehalte mit 24 mg/l Cr, 12 mg/l Ni, 4,5 mg/l Cu und 10 mg/l Zn während der Ersterkundung 1991 gemessen wurden. Bis zum Beobachtungszeitraum von 1998 bis 2000 hat eine deutliche Abreicherung der Konzentrationen im Grundwasser stattgefunden, so dass im Mittel nur noch das 0,4-fache (Cu) bis 0,2-fache (Ni) der Ausgangskonzentration nachgewiesen wurde.

Eine weniger starke Abnahme der Schwermetallgehalte ist in den Grundwassermessstellen zu beobachten, in denen zumeist die höchsten Konzentrationen gemessen wurden. Im Vergleich zur Ersterkundung im Jahre 1991 liegen dort die Wiederfindungsraten nach einem Zeitraum von 7 bis 8 Jahren für die Elemente Cr, Ni und Zn zwischen 33 und 45 %. Beim Element Cu werden mit durchschnittlich 94 % die höchsten Wiederfindungsraten bestimmt.

Die Gegenüberstellung der mittleren Konzentrationen lässt über den Beobachtungszeitraum von 1998 bis 2000 für keines der Elemente bedeutende Konzentrationsentwicklungen erkennen. Dagegen weisen die über alle Messstellen gemittelten Wiederfindungsraten, die in der Tabelle 15 dargestellt sind, über diesen Zeitraum einen Anstieg der Konzentrationen für das Element Ni und eine Abnahme der Konzentrationen für das Element Zn auf. Das Element Cr zeigt über diesen Zeitraum vergleichsweise konstante Wiederfindungsraten, während die für das Element Cu berechneten Wiederfindungsraten zwischen den Terminen zum Teil erheblich schwanken jedoch ohne erkennbaren Trend.

Tab. 15: Mittlere Wiederfindungsraten von Schwermetallen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik im Beprobungszeitraum von 1998 bis 2000 gemessen an den Elementgehalten aus der Erstbeprobung von 1991

Datum	Cr [%]	Cu [%]	Ni [%]	Zn [%]
01.12.91	100	100	100	100
07.12.98	16	62	21	30
14.06.99	18	38	27	18
31.01.00	14	60	38	15

n = 22 Messstellen

Eine räumliche Verteilung der Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn im Grundwasser im Bereich der ehemaligen Galvanik ist im Anhang 14 dargestellt. Für die Darstellungen wurden exemplarisch die Gehalte von der Grundwasserbeprobung vom 07.12.98 ausgewählt. Die Konzentrationen an den Grundwassermessstellen stellen jeweils über die Tiefe bis maximal 10 m u. WSP gemittelte Werte dar.

Für diesen Termin (07.12.98) kann festgehalten werden, dass Cr und Cu in Konzentrationen $\geq 0,05$ mg/l nur innerhalb der Fläche der ehemaligen Galvanik vorliegen. Während Cr in höheren Konzentrationen vermehrt auf der südlichen Teilfläche auftritt, lässt Cu über die Fläche gestreut lokale Aufkonzentrationen erkennen. Die Elemente Ni und Zn wurden sowohl innerhalb als auch außerhalb der Fläche der ehemaligen Galvanik in Konzentrationen $\geq 0,05$ mg/l gemessen. Zudem wird Ni in diesen Konzentrationen auf einer deutlich größeren Fläche nachgewiesen als Cr, Cu und Zn und zeigt eine gleichmäßigere Verteilung als diese Elemente.

Die Ergebnisse der vertikalen Konzentrationsverteilung sollen am Beispiel der Messstellen KB 1 und KB 7 anhand von drei Beprobungsterminen erläutert werden. Die genaue Lage der Messstellen, die im nördlichen bzw. südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik abgeteuft sind, kann dem Anhang 9 entnommen werden.

Die Grundwassermessstelle KB 1 ist bis auf den Grundwasserstauer in 42 m unter Gelände abgeteuft, vollständig verfiltert und zeigt die Verteilung der Schwermetalle über die gesamte Tiefe des Grundwasserleiters. Am Beispiel der Messstelle KB 7, die in den obersten 10 m des Grundwasserleiters verfiltert ist, soll eine Konzentrationsentwicklung in diesem Tiefenabschnitt dargelegt werden.

Die vertikalen Messprofile der Grundwassermessstelle KB 1 sind in der Abbildung 6 dargestellt. In der Messstelle wurden unabhängig vom Zeitpunkt der Probenentnahme die höchsten Konzentrationen mit bis zu 5 mg/l Cr, 0,04 mg/l Cu, 3 mg/l Ni und 0,5 mg/l Zn

oberflächennah bis 4,5 m u. WSP gemessen. Da die Grundwasserproben mit Ausnahme des ersten Messtermins aus dem Förderstrom stammen, müssen die Konzentrationen jeweils als Integral über die Tiefe bis ca. 4,5 m u. WSP angesehen werden.

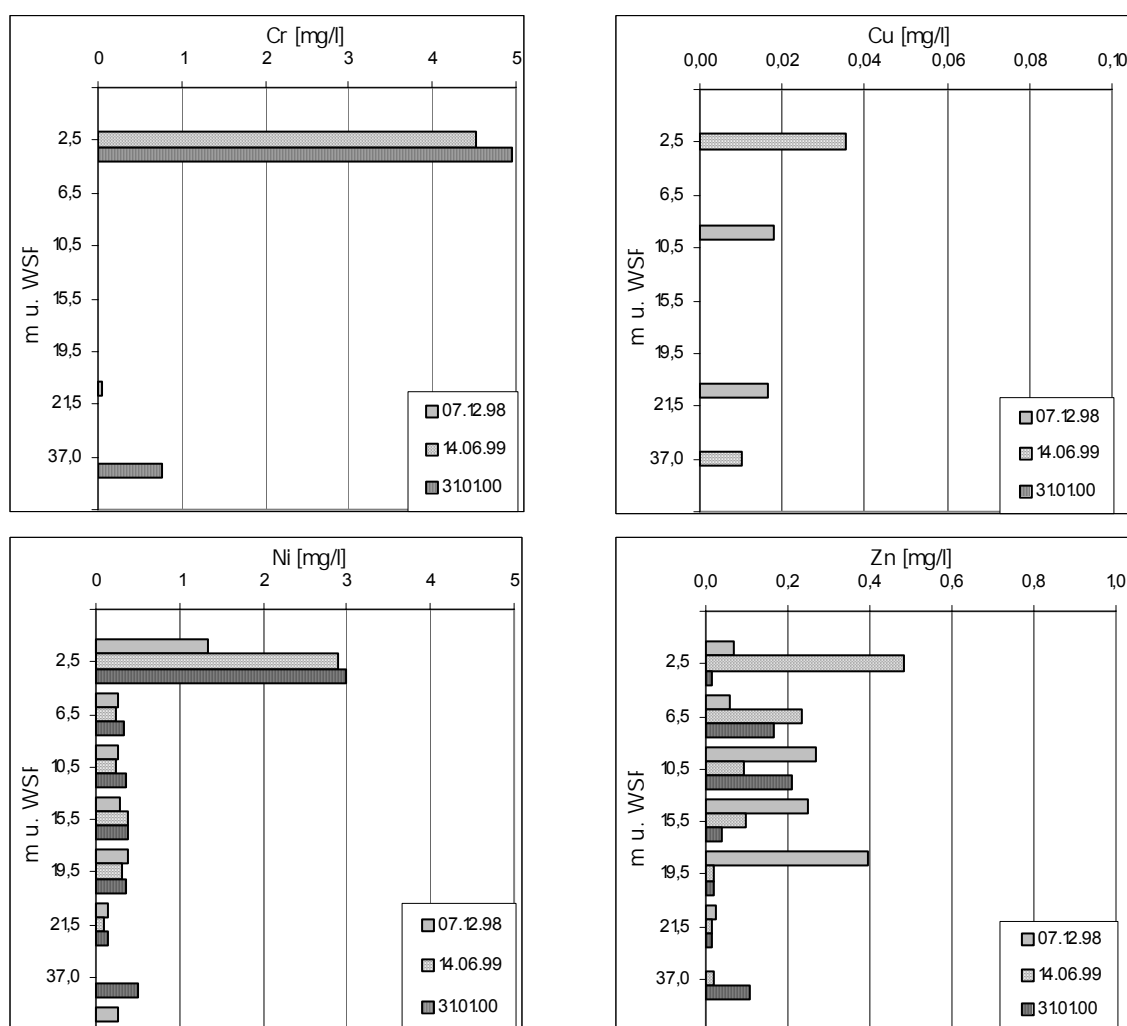


Abb. 6: Über die Tiefe gemessene Lösungskonzentrationen in der Grundwassermessstelle KB 1 von 1998 bis 2000

Unterhalb der Tiefe von 4,5 m u. WSP wurde Cr in der Regel in Konzentrationen $<0,01$ mg/l gemessen und liegt zeitweise unter der Nachweisgrenze von $<0,001$ mg/l. Eine Ausnahme bildet eine Probe vom 31.01.00 aus 37 m Tiefe, in der noch eine bedeutende Konzentration von 0,8 mg/l analysiert wurde. Cu wurde in größeren Tiefen bis 37 m lokal in Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,02 mg/l nachgewiesen. Die Konzentrationen treten jeweils nur zu einem Termin in den Tiefen auf und werden an den weiteren Termini

nen nicht bestätigt. Das Element Ni ist über die gesamte Tiefe und zu jedem Termin in Konzentrationen über 0,013 mg/l im Grundwasser gelöst. Im Mittel liegen die Gehalte bei 0,3 mg/l. Das Element Zn zeigt zwei Tiefenzonen im Konzentrationsprofil, die in Tiefen von 0 bis 19,5 und von 21,5 bis 37 m u. WSP unterteilt werden können. Während in der oberen Zone noch Konzentrationen bis 0,4 mg/l Zn gemessen wurden, liegen die Konzentrationen in der unteren Zone zwischen 0,01 und 0,1 mg/l.

Wie bereits erwähnt, sind die Wasserproben am ersten Beprobungstermin aus dem oberen Abschnitt bis 4,5 m u. WSP tiefenorientiert entnommen und daraus jeweils mittlere Gehalte berechnet worden, während die Proben an den folgenden Terminen aus dem Förderstrom genommen wurden und damit auf einem Analysenwert basieren. Die geringeren Konzentrationen am ersten Termin lassen im Vergleich zum Einzugsbereich der Grundwasserförderung auf geringere Lösungsgehalte in der unmittelbaren Umgebung der Messstelle schließen.

In der Abbildung 7 sind die gemessenen Konzentrationen der Elemente Cr, Cu, Ni und Zn von der Grundwassermessstelle KB 7 über die Tiefe dargestellt.

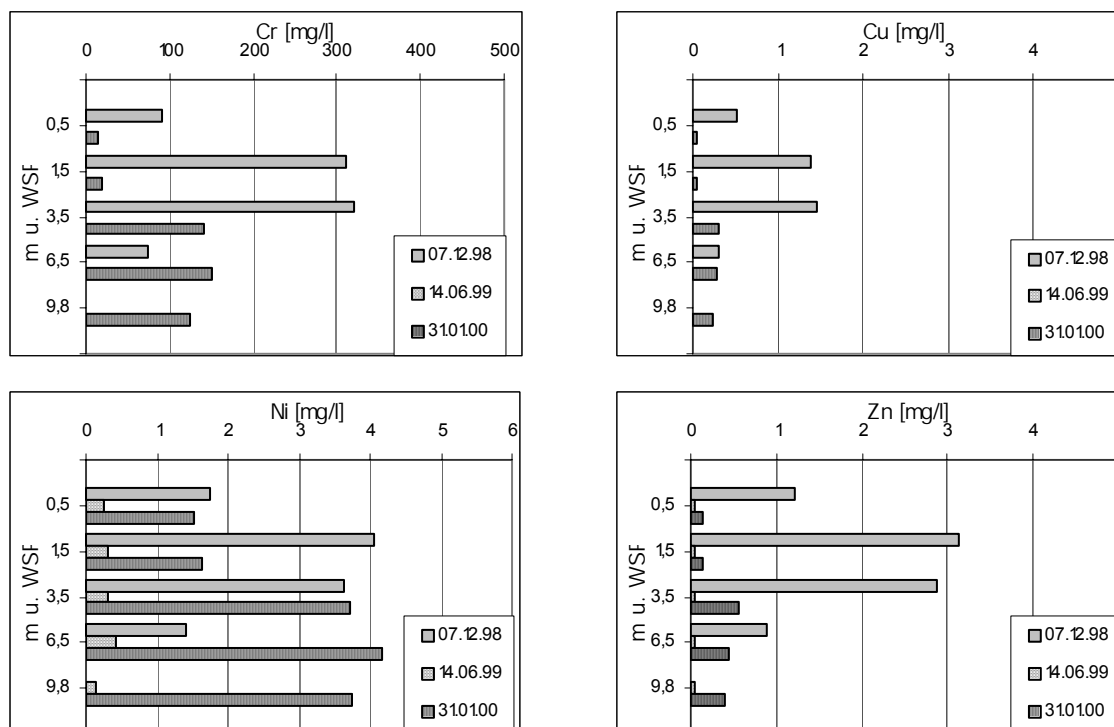


Abb. 7: Über die Tiefe gemessene Lösungskonzentrationen in der Grundwassermessstelle KB 7 von 1998 bis 2000

In dieser Messstelle liegen mit bis zu 320 mg/l Cr, 1,4 mg/l Cu, 4,2 mg/l Ni und 3,1 mg/l Zn deutlich höhere Lösungskonzentrationen vor als in der Messstelle KB 1. Erhöhte Konzentrationen wurden für alle Elemente über die gesamte Tiefe bis ~10 m u. WSP analysiert, wobei ein über die Zeit wechselndes Konzentrationsgefälle zu beobachten ist.

Auffällig sind die starken Schwankungen in den Konzentrationen über den Beobachtungszeitraum. Während das Element Cr im Dezember 1998 noch mit bis zu 320 mg/l im Grundwasser nachgewiesen wurde, liegen die Gehalte im Juni 1999 in allen Tiefen unter der Nachweisgrenze von <0,001 mg/l. Eine Konzentrationsabnahme ist für diesen Zeitraum auch bei den Elementen Cu, Ni und Zn zu beobachten, da die Cu-Gehalte ebenfalls unterhalb der Nachweisgrenze von <0,001 mg/l und die Elemente Ni und Zn in Konzentrationen von 0,4 bzw. 0,06 mg/l bestimmt wurden. Zum Januar 2000 waren erneut deutlich höhere Konzentrationen messbar, die wenigstens für das Element Ni wieder auf dem Konzentrationsniveau vom Dezember 1998 liegen.

7.4.2 Berechnung von Korrelationen zwischen den im Grundwasser gelösten Elementen

In der räumlichen Verteilung der im Grundwasser gelösten Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn im Anhang 14 sind Vergesellschaftungen zwischen den einzelnen Elementen erkennbar, die auf eine gemeinsame Herkunft schließen lassen. In diesem Zusammenhang ist zu prüfen, ob signifikante Beziehungen zwischen den Elementen bestehen und unter Einbeziehung der Milieuparameter Merkmale für das Lösungsverhalten der Schwermetalle ableitbar sind. Für diese Betrachtung wurden Korrelationsberechnungen mit einem erweiterten Parameterumfang durchgeführt, der neben den Schwermetallen Cr, Cu, Ni, V und Zn die Elemente Al, Ca, Fe und Mn sowie SO_4 und die Leitparameter Leitfähigkeit (Lf), Temperatur (T), pH-Wert (pH), Sauerstoffgehalt (O_2) und Redoxpotential (E_H) umfasst.

In die Berechnungen sind die Messtermine vom 07.12.98, 22.02.99 und 31.05.99 eingegangen, an denen sowohl Grundwasserbeprobungen wie auch zuvor bzw. kurz danach Messungen von Leitparametern in situ durchgeführt wurden. Da die Leitparameter Leitfähigkeit, Temperatur und pH-Wert direkt in den Grundwasserproben gemessen wurden, sind lediglich die Parameter Sauerstoffgehalt und Redoxpotential von den in situ gemessenen Werten übernommen worden. Ergänzend sind die Analysendaten vom 14.06.99 in die Betrachtung mit einbezogen worden, um temperaturabhängige Korrelationen, wie sie im Frühjahr beobachtet wurden, zu verifizieren.

Die Grundwasseranalysen, die den Berechnungen zugrunde liegen, können dem Anhang 13 entnommen werden. Die berechneten Korrelationsmatrizen der jeweiligen Beprobungstermine sind im Anhang 15 zusammengefasst.

Im Rahmen der Auswertung wurde deutlich, dass eine ausgewählte Anzahl von Messstellen ($n=10$) im und im Umkreis des Testfeldes höhere Korrelationskoeffizienten lieferten als die Gesamtheit der Messstellen ($n=28$) im Bereich der ehemaligen Galvanik. Eine vergleichende Gegenüberstellung enthält der Anhang 15 mit den Matrizen in den Anhängen 15-a und 15-b. Die vergleichbar hohen Konzentrationen in den Messstellen nahe des Testfeldes lassen überdies auf ähnliche Bedingungen in diesem Bereich schließen, so dass weitere Korrelationsberechnungen mit dieser begrenzten Anzahl von Messstellen sinnvoll erschienen. Aufgrund der zeitlich differierenden Inbetriebnahmen des Testfeldes (Beginn am 06.01.99) sowie der Förderbrunnen GWM 2 (16.02.99) und GWM 1 (11.03.99), der Außerbetriebnahme des Testfeldes und der Grundwasserförderungen am 05.05.99, herrschten allerdings hinsichtlich der Grundwasserströmung an nahezu allen betrachteten Beprobungsterminen andere Randbedingungen, die möglicherweise Auswirkungen auf die Datenkonsistenz haben.

Eine bereits in Kapitel 5.1 erwähnte grafische Überprüfung der Korrelationen zeigt, dass große Koeffizienten mit einer hohen Signifikanz im Streudiagramm nicht in jedem Fall eine eindeutige, lineare Beziehung signalisieren und kleine Koeffizienten ohne Signifikanz durchaus eine Linearität erkennen lassen. Insofern sind die Paarungen, die wenigstens über das Streudiagramm eine lineare Abhängigkeit erkennen lassen, entsprechend gekennzeichnet. Grundsätzlich kann in diesem Zusammenhang festgehalten werden, dass die Daten aus den Grundwasserbeprobungen im Vergleich zu denen aus den Bodenbeprobungen wesentlich weiter um eine Regressionsgrade streuen.

Eine Besonderheit bilden Paarungen, die in den Matrizen lediglich durch ein positives oder ein negatives Vorzeichen markiert sind (vgl. Anh. 15). Diese Kennzeichnung zeigt eine zum berechneten Koeffizienten entgegengesetzte Richtung der Korrelation im Streudiagramm an. Markierungen mit zwei Vorzeichen, die insbesondere bei Paarungen, die das Redoxpotential (E_H) betreffen, auftreten, weisen auf zwei Cluster im Streudiagramm, die unterschiedliche oder gleiche Richtungen in den Korrelationen zeigen. In der Abbildung 8 sind am Beispiel der Paarung E_H und Cu solche Beziehungen veranschaulicht.

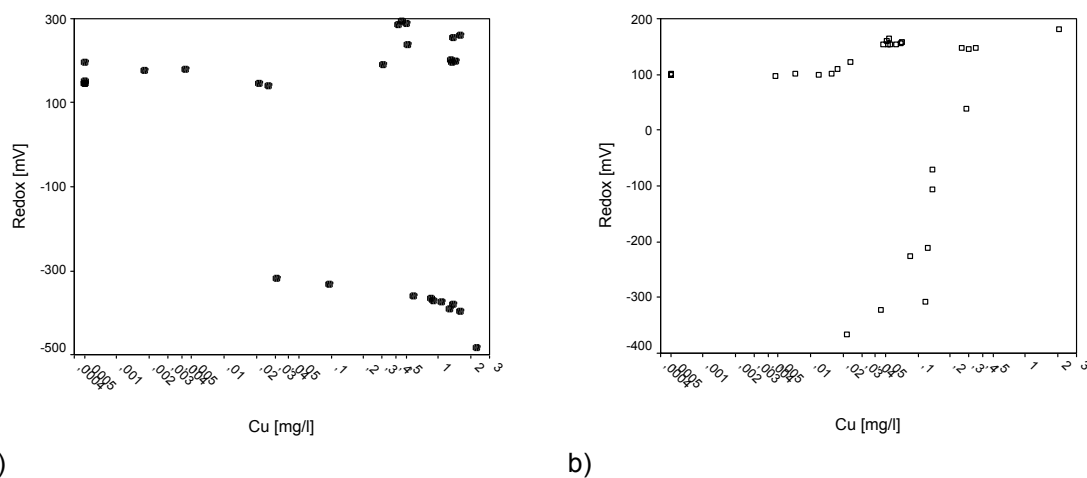


Abb. 8: Streudiagramm der Parameter Redoxpotential und Cu - Grundwasserbeprobung vom 07.12.98 (a) und vom 22.02.99 (b) mit eingeschränktem Messstellenumfang

Eine Zusammenfassung der berechneten Korrelationen enthält die Tabelle 16, in der die Ergebnisse aus den Matrizen im Anhang 15 in Form von Symbolen dargestellt sind. Jedes Symbol (0, 1, 2, 3, -) markiert das Ergebnis einer Berechnung für eine Paarung aus einer Untersuchungseinheit (07.12.98 mit allen Messstellen, 07.12.98, 22.02.99, 31.05.99 und 14.06.99 mit jeweils begrenzter Anzahl von Messstellen), so dass jede Paarung mit fünf Symbolen belegt ist. Eine Erläuterung der Bedeutung der Symbole hängt der Tabelle an.

Maßgebend für die Annahme einer Korrelation ist die Auswertung des Streudiagramms. Eine im Streudiagramm erkennbare positive Beziehung zweier Parameter, die im Anhang 15 entsprechend gekennzeichnet ist, wird in der Tabelle durch das Symbol ,1' ausgedrückt, u.s.w..

Tab. 16: Auswertung der Korrelationen von Elementen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik aus dem Anhang 15

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	E _H
Al	1	00010	11000	11000	00000	00010	<u>11010</u>	00000	00000	10100	00000	00010	00020	0000-	0000-
Ca			00000	00000	00000	<u>11111</u>	00000	<u>01110</u>	00020	01000	00100	22000	<u>02222</u>	0000-	0000-
Cr				10000	20000	01000	00000	00000	00000	10000	00000	00200	00001	0000-	0000-
Cu					00000	10100	<u>11110</u>	<u>10011</u>	11000	10100	<u>10011</u>	00200	03000	0200-	<u>3310-</u>
Fe						00000	20000	10020	00101	00000	00000	00022	01000	0200-	3000-
Mn							<u>01111</u>	<u>10011</u>	00000	<u>01011</u>	02103	00003	<u>02022</u>	0020-	0330-
Ni								<u>11111</u>	11000	<u>11111</u>	<u>00111</u>	<u>11010</u>	00000	0000-	0330-
SO ₄									00000	00000	<u>11111</u>	01100	01020	0000-	0030-
V										00000	00010	00000	<u>00111</u>	2200-	3000-
Zn											01100	10000	<u>22022</u>	0000-	0330-
Lf												00000	11000	0000-	0000-
T													20002	0000-	0100-
pH														0000-	<u>2220-</u>
O ₂															0000
E _H															1

- 0 keine Korrelation im Streudiagramm erkennbar
 1 positive Korrelation im Streudiagramm erkennbar
 2 negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar
 3 unterschiedliche Richtungen in der Korrelation
 - kein Messwert zu dem Termin
11110 Korrelation durch mindestens vier Stichproben bestätigt
11100 Korrelation durch drei Stichproben bestätigt
 11000 Korrelation durch zwei oder weniger Stichproben bestätigt

Positive Abhängigkeiten der im Grundwasser der ehemaligen Galvanik gemessenen Schwermetalle mit den beobachteten Parametern, die in mindestens drei von fünf Untersuchungseinheiten bestätigt werden, weisen die Paarungen Cu mit Ni, SO₄, Lf und E_H, die Paarungen Ni mit Al, Mn, SO₄, Zn, Lf und T, die Paarung V mit pH sowie die Paarung Zn mit Mn auf.

Weitere häufiger beobachtete positive Korrelationen sind zwischen den Elementen Ca und Mn zu beobachten, die zudem beide positiv mit SO₄ korreliert sind. Zudem werden positive Korrelationen mehrfach zwischen dem Leitparameter Lf und der Verbindung SO₄ bestätigt.

Negative Korrelationen treten häufiger bei den Paarungen pH mit Ca, Mn, Zn und E_H auf.

Auffällig sind die in Verbindung mit dem Parameter E_H wiederholt zu beobachtenden, unterschiedlichen Korrelationen in einem Probenumfang, die insbesondere zum Element Cu mehrfach bestätigt werden. Dabei weist Cu in diesen Streudiagrammen jeweils zwei Cluster von Werten auf, die in den Korrelationen unterschiedliche Richtungen erkennen lassen. Tendenziell treten vermehrt positive Korrelationen zwischen dem Leitparameter

E_H und dem Cu-Gehalt auf. Dieses Ergebnis ist insofern bemerkenswert, da ein gegensätzliches Verhalten zu erwarten wäre (d.h. hohe Cu-Gehalte bei niedrigem E_H).

Eine Besonderheit weist das Streudiagramm der Parameter Lf und SO_4 auf, das unterschiedliche Wässer im Bereich der ehemaligen Galvanik vermuten lässt. Zur Veranschaulichung ist in der Abbildung 9-a das Streudiagramm unter Berücksichtigung der Gesamtheit der Grundwasserproben dargestellt. In dem Diagramm sind Proben mit geringen Lf und SO_4 -Gehalten deutlich von den Proben mit höheren Lf und Lösungskonzentrationen abgesetzt, da ein begrenzter Messbereich nicht von Messpunkten belegt ist. Durch die Auswertung weiterer Streudiagramme konnte insbesondere zwischen Lf und dem Element Na ein enger, linearer Zusammenhang festgestellt werden. Die Abbildung 9-b zeigt zudem, dass die Na-Gehalte ebenfalls mit SO_4 korreliert sind. In Verbindung mit den positiven Korrelationen zwischen den Elementen Ni und Cu mit SO_4 ist anzunehmen, dass diese Elementvergesellschaftungen durch den Betrieb der Galvanik und den Verlust von Produktionsmitteln verursacht sind. Als mögliche Verbindungen können in diesem Zusammenhang Natriumsulfid (Na_2S) und Nickelsulfat ($NiSO_4$) genannt werden.

Im Streudiagramm Na und SO_4 sowie in Streudiagrammen weiterer Elementkombinationen fallen ebenfalls Proben mit geringeren Lösungskonzentrationen auf, die von Grundwassermessstellen am westlichen Rand der ehemaligen Galvanik stammen. Zur Untersuchung der Ursachen und der Herkunft dieser Wässer sind hydrochemische Berechnungen durchgeführt worden, die im folgenden Kapitel behandelt werden.

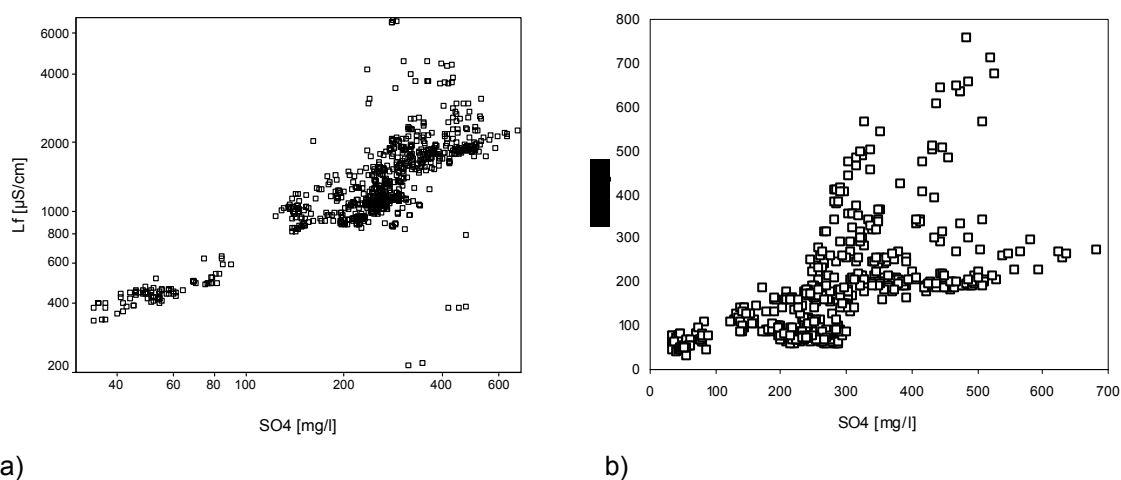


Abb. 9: Streudiagramme der Parameter Lf und SO_4 (a) sowie Na und SO_4 (b)

7.5 Geo- und hydrochemische Berechnungen

7.5.1 Berechnungen zur Mineralisation der Schwermetalle

Die Mineralisation hat einen bedeutenden Einfluss auf die Mobilität von Elementen und deren Gefährdungspotential für das Grundwasser. Unter der Voraussetzung eines chemischen Gleichgewichtes bestimmt sie die Konzentration eines Elementes in der Lösung. Zur Beurteilung von Mineralisationsprozessen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik sind mit den Programmen PHREEQC und WATEQ4F geochemische Berechnungen durchgeführt worden. Dabei wurden zunächst für alle Grundwassermessstellen auf der Grundlage analysierter Lösungskonzentrationen die Sättigungsindizes relevanter Mineralisationen berechnet. In einem weiteren Schritt wurden an ausgewählten Messstellen die Bedingungen für eine Mineralisation der Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn unter jeweils veränderten Randbedingungen untersucht.

Weitere Berechnungen erfolgten an Messstellen aus dem westlichen Bereich der ehemaligen Galvanik, die aufgrund von geringen Leitfähigkeiten und SO_4 -Konzentrationen auffielen. Unter der Annahme von Verdünnungseffekten im Grundwasser wurden die teufenabhängigen Konzentrationsdifferenzen modelliert.

Die geochemischen Berechnungen basieren auf der Annahme einer ausgeglichenen Ionenbilanz. In der Bilanz waren die Kationen nahezu vollständig analytisch bestimmt, während von den Anionen als Messwerte lediglich SO_4 -Gehalte zur Verfügung standen. Aufgrund eines linearen Zusammenhangs zwischen der Cl- und der SO_4 -Konzentration konnte der Anteil an Cl-Ionen über einen Korrekturfaktor aus den SO_4 -Gehalten berechnet werden. Der Faktor wurde aus einer früheren Grundwasseranalyse des betroffenen Bereiches ermittelt. Der lineare Zusammenhang ist im Anhang 16 grafisch dargestellt. Bei Grundwassermessstellen, die eine deutliche Abweichung von dieser Linearität aufwiesen, wurde das ehemals gemessene Anionenverhältnis zugrundegelegt.

Die HCO_3 -Konzentrationen wurden über die Balance der Kationen- und Anionen-Äquivalente berechnet.

Die Leitparameter Temperatur und pH-Wert sind in den jeweiligen Grundwasserproben vor Ort bestimmt worden, während der Leitparameter Redoxpotential mit der Multiparametersonde in situ und damit zeitlich um einige Tage verschoben gemessen ist.

Im Anhang 17 sind die berechneten Sättigungsindizes der bedeutenden Mineralisationen für jede Grundwassermessstelle aus der ehemaligen Galvanik tabellarisch zusammengefasst. Anhand der Tabelle wird erkennbar, dass aufgrund der geo- und hydrochemischen

Bedingungen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik Mineralisationen der Elemente Al, Ba, Ca, Cr, Cu, Fe, Mg und Mn zu erwarten sind.

Die Messwerte und die daraus berechneten Sättigungsindizes zeigen, dass die Mineralisation von den Milieubedingungen und von der Lösungskonzentration der Elemente abhängt. Unter den hydrochemischen Parametern sind der pH-Wert und das Redoxpotential die steuernden Faktoren. Eine Zunahme der H^+ -Ionen-Konzentration führt danach bei gediegenem (metallischem) Cu zu höheren Sättigungsindizes, jedoch bei den Al-, Cr-, Cu-, Fe-, Ni- und Zn-Hydroxiden sowie -Oxiden, bei den karbonatischen Ca-, Fe-, Mg- und Mn-Mineralisationen sowie generell bei den Cu-Fe-Mineralisationen zu geringeren Sättigungsindizes. Die sulfatische Mineralisation des Ba scheint dagegen primär durch die Ba-Konzentration gesteuert zu sein.

Die Bedeutung des Redoxpotentials wird besonders an Mineralisationen der multivalenten Elemente Cr, Cu und Fe erkennbar. So führt eine Verringerung im Redoxpotential zu kleineren Sättigungsindizes bzw. höheren Löslichkeiten bei allen Cu-Fe-Mineralisationen sowie bei den Oxiden und Hydroxiden des Fe. Eine Lösung der Cr-Mineralisationen setzt erst unter reduzierenden Bedingungen ein.

Aus den Ergebnissen im Anhang 17 kann abgeleitet werden, dass ohne Anwesenheit von gelöstem Fe die Mineralisation von Cr über das Mineral Eskolaït Cr_2O_3 erfolgt und somit die Lösungskonzentration zunächst über dieses Mineral gesteuert wird. In Abhängigkeit vom Redoxpotential, dem pH-Wert und der Ionenaktivität beginnt die Ausfällung bereits bei geringen Konzentrationen von 0,002 mg/l Cr (B 17). Im unteren pH-Bereich von pH 5,7 wird die Sättigungsgrenze bei einer Konzentration von 0,005 mg/l Cr überschritten (B 14). Bei Anwesenheit von gelöstem Fe wird Cr generell zunächst an Fe-Oxide gebunden. Weiterhin ist anzumerken, dass nach den berechneten Sättigungsindizes die Mineralisation von Cr zwar zunächst über das Oxid Eskolaït zu erfolgen scheint, dieser Prozess aber wahrscheinlich in der Regel über das Cr-Hydroxid $Cr(OH)_3$ führt.

Eine Ni-Mineralisation wird lediglich in der Grundwassermessstelle KB 6 aufgrund eines relativ hohen pH-Wertes von 8,6 berechnet. Vergleichende Berechnungen zeigen, dass die Mineralisation von Ni-Hydroxid in dieser Messstelle unter diesen Bedingungen bereits ab einer Konzentration von >1 mg/l einsetzt.

Die Voraussetzungen für Cu-Mineralisationen sind bei Anwesenheit von gelöstem Fe fast ausnahmslos erfüllt. Die Mineralisation von gediegenem Cu tritt in der Grundwassermessstelle KB 4 bereits bei einer Konzentration von 0,007 mg/l auf. Neben der Höhe der Cu-Konzentration wird der Beginn der Mineralisation deutlich vom Redoxpotential gesteuert.

Mineralisationen des Elementes Zn konnten unter Berücksichtigung der gemessenen Parameter nicht errechnet werden.

Aus den bisherigen Ausführungen geht hervor, dass insbesondere die Parameter Redoxpotential und pH-Wert einen bedeutenden Einfluss auf die Mineralisations- bzw. Lösungsprozesse im Grundwasser und damit auf die Mobilität der Elemente haben. Aus diesem Grund werden die Auswirkungen dieser Milieuparameter auf das Lösungsverhalten der Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn an ausgewählten Messstellen näher betrachtet. Die gemessenen Lösungskonzentrationen, die in die Berechnungen eingingen, sind in der Tabelle 17 aufgeführt.

Tab. 17: Gemessene Lösungskonzentrationen und Leitparameter im Grundwasser ausgewählter Grundwassermessstellen

Parameter	GWM 2	B 5	B 13	B 20	KB 7
Tiefe [m u. WSP]	1,5	1,5	1,5	2,0	2,5
Datum	08.03.99	07.12.98	07.12.98	07.12.98	07.12.98
Redoxpotential [mV] ¹⁾	159	147	145	184	260
pH-Wert [-]	5,7	6,6	6,8	4,9	5,1
Temperatur [°C]	18,8	19,0	16,7	19,9	19,2
Ca [mg/l]	84	135	34	154	102
Cr(ges.) [mg/l]	<0,001	3,2	0,003	0,01	320
Cr(III) [mg/l]	n.g.	0,073	n.g.	n.g.	3,0
Cu [mg/l]	0,07	0,021	<0,001	52	1,6
Fe [mg/l]	0,022	<0,001	<0,001	1,9	0,13
K [mg/l]	134	49	13	430	32
Mg [mg/l]	4,7	15	1,9	15	20
Na [mg/l]	191	222	61	204	191
Ni [mg/l]	227	0,49	0,014	3,2	4,2
Zn [mg/l]	4,2	0,036	<0,001	118	3,3
SO ₄ [mg/l]	480	352	52	304	303

n.g. = nicht gemessen

1) = in situ gemessen

Die Mineralisation des Elementes Cr in Abhängigkeit vom Redoxpotential wird an der Grundwassermessstelle KB 7 untersucht, währenddessen die Mineralisation in Abhängigkeit vom pH-Wert am Beispiel der Grundwassermessstelle B 5 dargestellt wird. Die hydrochemischen Bedingungen in den Messstellen sind in der Tabelle 17 zusammengefasst.

Der Verlauf der Mineralisation bzw. der Lösung wird jeweils am Sättigungsindex des $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (c) verfolgt. Obwohl, wie zuvor erwähnt, die Mineralisation des Elementes Cr auf der Grundlage der thermodynamischen Berechnungen über das Mineral Eskolaite gesteu-

ert zu sein scheint, ist es wahrscheinlicher, dass diese Mineralisation im ersten Schritt über das Cr-Hydroxid verläuft und erst im zweiten Schritt Eskolait gebildet wird.

Um die Bildungsbedingungen der Cr-Mineralisationen und -Verbindungen in der Grundwassermessstelle KB 7 zu modellieren, wurde ausgehend von einer Cr-Konzentration von 320 mg/l und einem Redoxpotential von 260 mV zunächst das Redoxpotential in den Berechnungen schrittweise erhöht. Dabei war insbesondere von Interesse, unter welchen Bedingungen solche ungewöhnlich hohen Cr-Konzentrationen im Grundwasser vorliegen können. Eine grafische Darstellung der berechneten Ergebnisse zeigt die Abbildung 10.

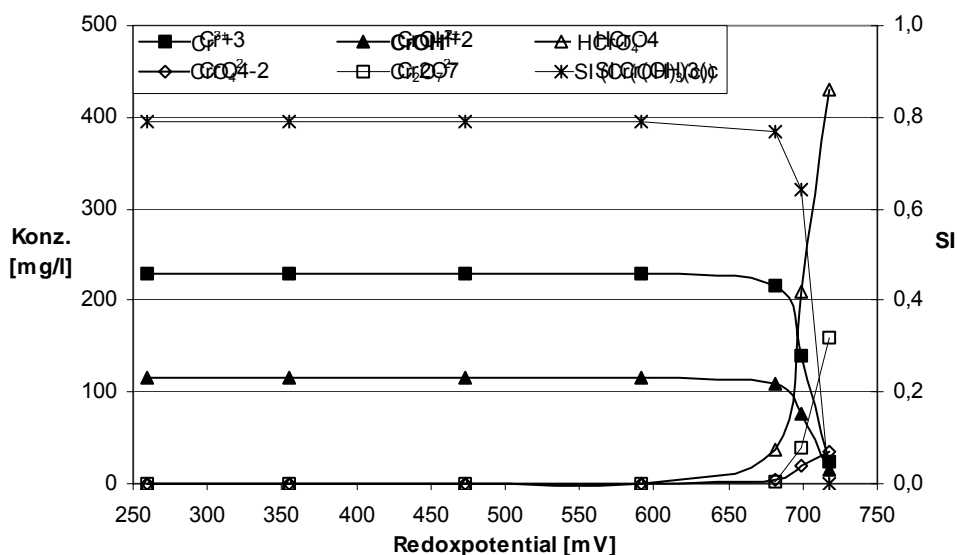


Abb. 10: Chromspezies und Mineralisation von $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ in der Grundwassermessstelle KB 7

Aus der Darstellung wird deutlich, dass unter den beschriebenen Anfangsbedingungen und während der Aufoxidierung bis zum Redoxpotential von 700 mV der Sättigungsindex für $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ von +0,79 auf das Vorliegen einer Cr-Mineralisation schließen lässt. Nach den thermodynamischen Berechnungen liegt Cr unter diesen Bedingungen in Form von Cr^{3+} und als Cr(III)-Hydrokomplex in der Lösung vor. Ab einem Redoxpotential von 680 mV setzt jedoch eine Verschiebung von der 3- zu der 6-wertigen Cr-Lösungsspezies ein, die bis zu einem Redoxpotential von ~720 mV zu einer fast vollständigen Verdrängung des 3-wertigen Cr führt. Parallel unterschreitet der Sättigungsindex des $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ die Sättigungsgrenze, so dass Cr unter diesen Bedingungen nur noch in Cr(VI)-Verbindungen gelöst vorliegt. Tatsächlich wurde in der Grundwasserprobe fast ausschließlich Cr(VI) (99 %) bestimmt (vgl. Tab. 17), so dass in der Messstelle zur Zeit der

Probenentnahme offenbar deutlich oxischere Bedingungen vorlagen, als das gemessene Redoxpotential von 260 mV anzeigt.

Bei den gemessenen Cr-Konzentrationen liegt die berechnete Stabilitätsgrenze für $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (c) bereits nahe an der Stabilitätsgrenze des Wassers, die bei dem gemessenen pH-Wert von 5,2 (vgl. Tab. 17, KB7) mit einem Redoxpotential von 922 mV erreicht wird (DREVER, 1982). Die Konzentrationsentwicklungen in dieser Messstelle über den Beobachtungszeitraum lassen insgesamt instabile Lösungszustände in der Umgebung vermuten, da die Cr-Gehalte von dem beschriebenen hohen Niveau zeitweise bis unter die Nachweisgrenze von $<0,001$ mg/l abklingen. Unter konstanten Randbedingungen hängt es somit von den im Boden festgelegten Cr-Konzentrationen sowie den gelösten Modifikationen ab, wie lange die Lösungskonzentrationen des Cr auf dem hier gemessenen Niveau verbleiben.

Ergänzend ist zu bemerken, dass unter den gemessenen bzw. angenommenen Randbedingungen ab einem Redoxpotential von 600 mV die Oxokomplexe des Cr(VI) in der Weise aufgebaut werden, dass ohne Abpufferung des Systems durch sukzessive Erhöhung des Karbonatgehaltes keine Konvergenz in den Berechnungen erzielt wird. In diesem Zusammenhang ist nicht auszuschließen, dass Karbonate in der Galvanik zur Neutralisation eingesetzt wurden und mit den Schwermetallen in den Boden gelangten.

In der Abbildung 11 sind die Bildungsbedingungen der Cr-Spezies sowie der Verlauf des Sättigungsindex von $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (c) in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. Die Berechnungen basieren auf gemessenen Lösungskonzentrationen der Grundwassermessstelle B 5. Auf der Grundlage dieser Messwerte soll untersucht werden, welche Auswirkungen pH-Absenkungen, wie sie in dieser Messstelle kurzzeitig auftraten (s. Kap. 7.3.3), auf das thermodynamische Gleichgewicht von Cr haben.

Die Analysendaten in der Tabelle 17 zeigen, dass Cr auch in der Messstelle B 5 fast ausschließlich als Cr(VI) gemessen wurde. Um die gemessenen Lösungskonzentrationen von 3,2 mg/l Cr(VI) zu erreichen, muss aufgrund der Berechnungen ein Redoxpotential von 590 mV angenommen werden, das jedoch deutlich über dem gemessenen Potential von 147 mV liegt. Auf dieses Problem wurde bereits in Zusammenhang mit den Berechnungen am Beispiel der KB 7 hingewiesen. Entsprechend der dort gewählten Vorgehensweise basieren auch in diesem Fall die Berechnungen auf dem höheren Potential von 590 mV, um so das gemessene Lösungsgleichgewicht zu erlangen.

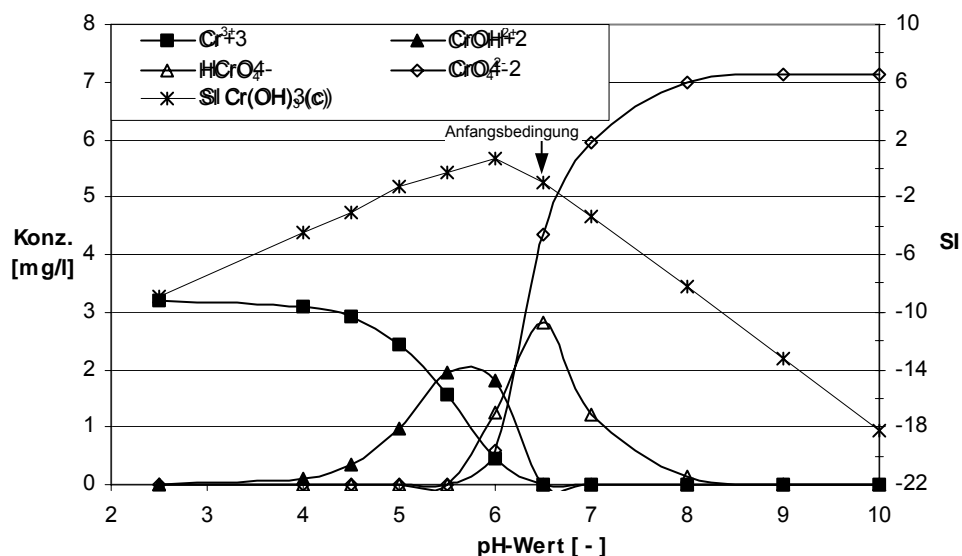


Abb. 11: Chromspezies und Mineralisation von $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ in der Grundwassermessstelle B 5 (berechnetes Redoxpotential=590 mV)

Der Abbildung 11 ist zu entnehmen, dass bei einem gemessenen pH-Wert von 6,6 der Sättigungsindex von $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ unter der Sättigungsgrenze liegt und gelöstes Cr ausschließlich als Cr(VI) vorliegt. Bei pH 6 treten aufgrund einer Verschiebung des Gleichgewichtes in der Lösung sowohl Speziationen des Cr(VI) als auch des Cr(III) im Verhältnis 1:2 auf. Parallel wird der Sättigungsindex des $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ über der Sättigungsgrenze berechnet, so dass die Bedingungen zu einer Mineralisation erfüllt sind. Dabei dürfte die Fällung wegen der geringeren Löslichkeit des 3-wertigen Cr zunächst über die hydroxidische Cr(III)-Spezies verlaufen. Die weitere Absenkung des pH-Wertes führt zu einer vollständigen Verdrängung der Cr(VI)-Verbindungen zugunsten des 3-wertigen Cr. Der Sättigungsindex von $\text{Cr(OH)}_3(\text{c})$ wird unter diesen Bedingungen erneut unter der Sättigungsgrenze berechnet, so dass nach Zerfall der Cr(III)-Hydroxokomplexe in der Lösung ausschließlich Cr^{3+} berechnet wird. Dieses Ergebnis zeigt, dass in der Messstelle B 5 zeitweise unter stark aciden Bedingungen (pH 2,4) 3-wertiges Cr im Grundwasser gelöst vorgelegen haben muss.

Bei einer Verschiebung des pH-Wertes in den neutralen bis stark alkalischen Bereich würden in der Grundwassermessstelle B 5 ausschließlich Speziationen des Cr(VI) auftreten. Solche alkalischen Bedingungen bis pH 10 wurden lediglich in der Grundwassermessstelle KB 6 gemessen (vgl. Abb. 4). Durch das negative Redoxpotential von bis zu -435 mV war das Lösungsgleichgewicht in dieser Messstelle jedoch vollständig zugunsten des 3-wertigen Cr verschoben.

Die Bildung von Cu-Mineralisationen ist in der Abbildung 12 dargestellt. Die Berechnungen basieren auf gemessenen Lösungskonzentrationen und Randbedingungen der Grundwassermessstelle B 20, die ebenfalls der Tabelle 17 entnommen werden können. Die Mineralisationen sind mit einer Cu-Konzentration von 52 mg/l in Abhängigkeit vom Redoxpotential berechnet worden.

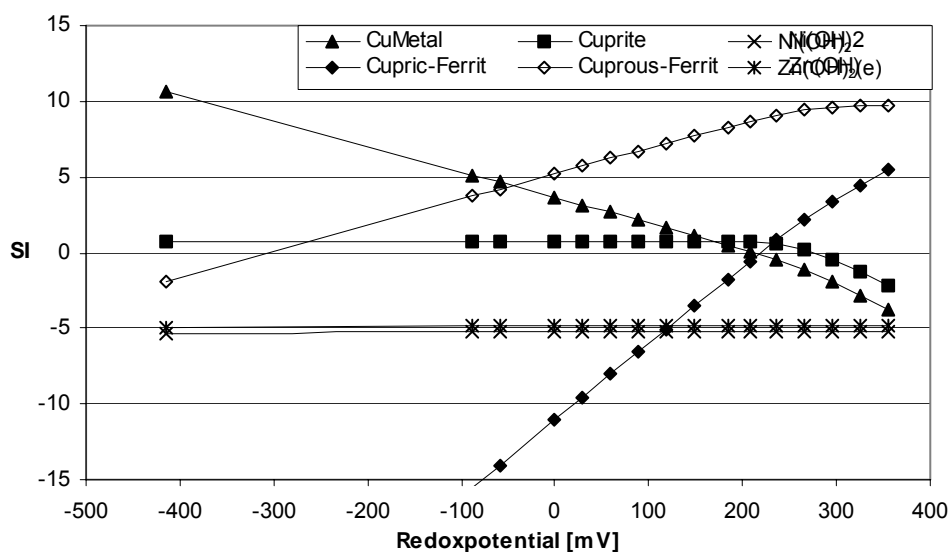


Abb. 12: Mineralisationen von Cu, Ni und Zn in der Grundwassermessstelle B 20 in Abhängigkeit vom Redoxpotential

Aus der Darstellung wird erkennbar, dass bei den gegebenen Lösungskonzentrationen Cu-Mineralisationen über den gesamten, betrachteten Redoxbereich auftreten können. Unter reduzierenden Bedingungen werden die Minerale Cu-gediegen (CuMetal) und Cuprit (Cu_2O) über der Sättigungsgrenze berechnet. Die Anwesenheit von gelöstem Fe führt ebenfalls zu einer Mineralisation von Cuprous-Ferrit ($\text{Cu}^{1+}\text{Fe}^{3+}\text{O}_{2i}$; entspricht Delafossit). Während Cuprit unter zunehmend oxidischen Bedingungen bis ca. +200 mV ein konstantes Sättigungsniveau aufweist - wobei die Cu-Konzentration über 20 mg/l liegen muss, damit die Sättigungsgrenze nicht unterschritten wird - und erst ab +280 mV unter die Sättigungsgrenze fällt, sinkt der Sättigungsindex von Cu-gediegen vom reduzierenden zum oxidierenden Milieu kontinuierlich ab und unterschreitet bei 220 mV die Sättigungsgrenze. Die Sättigungsindizes für die Cu-Fe-Mineralisationen steigen dagegen mit zunehmendem Redoxpotential an, wobei Cuprous-Ferrit durch die Oxidation des 2-wertigen zum 3-wertigen Fe bereits bei -300 mV die Sättigungsgrenze überschreitet, während

Cupric-Ferrit ($\text{Cu}^{2+}\text{Fe}^{3+}_2\text{O}_4$; entspricht Cuprospinel) erst unter oxidischen Bedingungen bei +200 mV unter Anwesenheit von 3-wertigem Fe sowie 2-wertigem Cu mineralisiert.

In der Abbildung 12 sind neben den Cu-Mineralen die Sättigungsindizes der Minerale $\text{Ni}(\text{OH})_2$ und $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (e) in Abhängigkeit vom Redoxpotential aufgeführt. Da Ni und Zn keinem Valenzwechsel unterliegen, bleiben die berechneten Sättigungsindizes für die Ni- und Zn-Mineralen in einem weiten Redoxbereich zwischen –400 und +380 mV im Bereich der Untersättigung konstant auf einem Niveau.

Zur genaueren Untersuchung der Mineralisation von Ni wurden ergänzende Berechnungen auf der Grundlage der Lösungskonzentrationen der Grundwassermessstelle GWM 2 (vgl. Tab. 17) durchgeführt. Die Wässer dieser Messstelle weisen mit Konzentrationen bis 227 mg/l die höchsten Ni-Gehalte auf, lassen aber unter den gemessenen Bedingungen keine Ni-Mineralisation erkennen. Da die Mineralisation von Ni neben der Lösungskonzentration maßgebend durch den pH-Wert gesteuert wird, folgten weitere Berechnungen bei jeweils veränderten pH-Werten, deren Ergebnisse in der Abbildung 13 dargestellt sind. In der Abbildung sind die Sättigungsindizes relevanter Ni-Mineralen gegen den pH-Wert aufgetragen, beginnend bei einem in der Messstelle GWM 2 gemessenen pH-Wert von 5,7. Die Entwicklungen der Geraden zeigen, dass eine Mineralisation von $\text{Ni}(\text{OH})_2$ bereits ab einem pH-Wert von 6,7 einsetzen kann und im Bereich von pH 8 die Sättigungsgrenze des Oxids Bunsenite (NiO) überschritten wird.

Da die pH-Werte im beprobten Grundwasserbereich der ehemaligen Galvanik im Mittel bei pH 6,3 liegen (s. Kap. 7.3.1), dürften Ni-Mineralisationen wahrscheinlich seltener auftreten. Tatsächlich wurden Ni-Mineralisationen auch nur für die Grundwassermessstelle KB 6 berechnet, die pH-Werte um pH 10 aufweist.

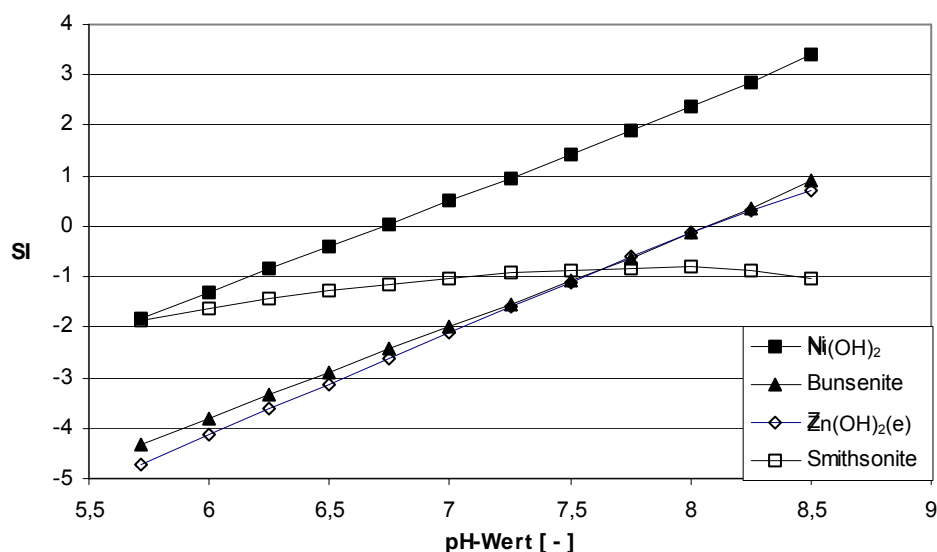


Abb. 13: Mineralisationen von Ni und Zn in der Grundwassermessstelle GWM 2 in Abhängigkeit vom pH-Wert

In der Abbildung 13 sind ebenfalls die Mineralisationen des Elementes Zn in Abhängigkeit vom pH-Wert dargestellt. Die Berechnungen basieren gleichermaßen auf den gemessenen Randbedingungen der Grundwassermessstelle GWM 2 bei einer Lösungskonzentration von 4,2 mg/l Zn. Die Mineralisation von $\text{Zn(OH)}_2(\text{e})$ setzt demnach bei einer Lösungskonzentration von 4,2 mg/l ab einem pH-Wert von 8 ein. Der Sättigungsindex des Minerals Smithsonite steigt bis zum pH-Wert von 7,3 an, erreicht aber nicht die Sättigungsgrenze, da die Lösungskonzentration durch Zn(OH)_2 stabilisiert wird. Dieser Verlauf ist auf ein zu geringes Zn- und Karbonatangebot zurückzuführen. Unter Berücksichtigung einer Lösungskonzentration von 118 mg/l Zn, wie sie beispielweise in der Grundwassermessstelle B 20 gemessen wurde (vgl. Tab. 17), und einer langsamen Erhöhung des pH-Wertes wären ab pH 7,1 die Bedingungen für eine Mineralisation von Smithsonite erfüllt.

Weitere Betrachtungen zur Mineralisation der Elemente Cr, Cu, Ni und Zn zeigen, dass neben der Konzentration, dem Redoxpotential und dem pH-Wert die Ionenkonkurrenz und damit die Konkurrenz um Bindungspartner einen bedeutenden Einfluss auf den Moment der Mineralisation hat. So ergaben Berechnungen unter veränderten Milieubedingungen mit vergleichsweise unbelasteten Wässern der Grundwassermessstelle B 13 (s. Tab. 17), dass die Bedingungen für eine Mineralisation von Cr und Cu bei einem Redoxpotential von +150 mV bereits ab 0,02 mg/l bzw. <0,01 mg/l erfüllt sind. Mineralisationen des Elementes Ni beginnen bei einem pH-Wert von 6,8 ab einer Konzentration von ~70 mg/l Ni,

während Mineralisationen des Elementes Zn unter diesen Bedingungen bereits ab einer Konzentration von nahe 25 mg/l Zn einsetzen.

7.5.2 Betrachtung von Mischungslösungen

Im Kapitel 7.4.2 wird anhand der Streudiagramme der Parameter Leitfähigkeit, Na und SO_4 darauf hingewiesen, dass der westliche Bereich der ehemaligen Galvanik offenbar von Wässern mit deutlich geringeren Lösungskonzentrationen angeströmt wird. Diese Beobachtungen basieren auf Grundwasseranalysen von vier Grundwassermessstellen, die am westlichen Rand der ehemaligen Galvanik abgeteuft sind.

Für eine nähere Betrachtung dieser Besonderheit wurden Mischungsrechnungen mit gemessenen Lösungskonzentrationen aus der Grundwassermessstelle B 10 durchgeführt. Diese Messstelle, die am nordwestlichen Rand der ehemaligen Galvanik liegt, zeigte an einem Messtermin eine deutliche, vertikale Schichtung mit vergleichsweise geringen Konzentrationen im oberflächennahen Bereich von 0,5 m unter Wasserspiegel (u. WSP) und ansteigenden Konzentrationen zur Tiefe. Die Konzentrationsverteilung lässt vermuten, dass eine Infiltration von Wässern mit einer geringeren Lösungsfracht aus dem oberflächennahen Bereich erfolgt (vgl. Tab. 18).

Die Tabelle 18 enthält die Lösungskonzentrationen aus den oberen beiden Teufen der Messstelle B 10. Als Ausgangswerte sind die höheren Konzentrationen aus 1,5 m u. WSP in das Modell eingegangen, während die oberflächennahe Probe aus 0,5 m u. WSP als Referenzprobe dient und den Ergebnissen der Mischungsrechnung gegenüber gestellt wird.

Der Tabelle ist zu entnehmen, dass Cr in der Ausgangslösung fast vollständig als Cr(VI) gemessen wurde. Tatsächlich würde bei dem in situ gemessenen Redoxpotential von 123 mV (vgl. Anh. 13) lediglich Cr(III) in Lösung vorliegen. Aus diesem Grund wurde, wie bereits bei vorangegangenen Beispielen praktiziert, jenes Redoxpotential berechnet, bei dem lediglich Cr(VI) gelöst vorläge, und mit diesem Wert die Mischungsrechnungen durchgeführt.

Die Modellierungen durch Zumischung von zuströmendem Grundwasser natürlicher Beschaffenheit entsprechend der Zusammensetzung in der Tabelle 18 zeigten keine Verdünnungseffekte in dem Sinne, wie die Referenzprobe es erwarten ließ. Deshalb wurden die Mischungsrechnungen mit reinem Wasser im Verhältnis 1:1 durchgeführt, die eine

vergleichsweise gute Übereinstimmung zwischen den berechneten Konzentrationen und den Analysenwerten der Referenzprobe ergeben. Um den pH-Wert der Referenzprobe von 6,75 annähernd zu erreichen, musste allerdings der pH-Wert im zugemischten Wasser auf pH 3,3 eingestellt werden. Eine Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Konzentrationen für die Tiefe 0,5 m u. WSP und der Ausgangskonzentration aus 1,5 m u. WSP enthält die Tabelle 18.

Tab. 18: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Lösungskonzentrationen und Leitparametern im Grundwasser der Messstelle B 10 einschließlich der Mineralisationen auf der Grundlage von Mischungsrechnungen (Probenentnahme vom 07.12.98)

Messstelle	B 10	B 10	B 10	Grundwasser
	Ausgangslösung	Mischungsl. (ber.)	Referenz (gem.)	Konz. i. Zustrom
Tiefe [m u. WSP]	1,5	0,5	0,5	18
Redoxpotential [mV]	545 ²⁾	579	117 ¹⁾	n.g.
pH-Wert [-]	7,06	6,77	6,75	6,8
Temperatur [°C]	19,9	20,0	20,0	n.g.
Ca [mg/l]	53	26	16	130
Cr _{ges.} [mg/l]	51	26	2,1	n.g.
Cr ⁶⁺ [mg/l]	51	26	2,0	n.g.
Cu [mg/l]	0,046	0,023	0,057	n.g.
K [mg/l]	33	17	16	10
Mg [mg/l]	4,2	2,1	2,0	19
Na [mg/l]	197	98	104	63
Ni [mg/l]	0,094	0,047	0,14	n.g.
SO ₄ [mg/l]	161	75	84	235
Aragonite	-0,8	-1,6	-1,5	-
Calcite	-0,6	-1,5	-1,3	-
Cr(OH) ₃ (c)	0	-0,6	1,9	-
Eskolait	5,9	4,6	9,7	-
Ni(OH) ₂	-3,1	-3,5	-3,4	-
Cu(OH) ₂	-2,0	-2,4	-2,6	-
CuMetal	-14	-15	0,5	-
Cuprite	-12	-13	2,0	-
CuprousFerrite	9,0	7,8	-	-

n.g. = nicht gemessen

1) = in situ gemessen

2) = rechnerisch ermittelt

Die Durchmischung der Ausgangslösung mit reinem Wasser im Verhältnis 1:1 führt erwartungsgemäß bei allen Elementen zu einer Halbierung der Lösungskonzentration. Die Gegenüberstellung der berechneten Konzentrationen mit denen der Referenzprobe (in 0,5 m u. WSP gemessene Konzentration) weist danach eine annähernde Übereinstimmung zwischen dem Redoxpotential sowie den Elementen Mg, K, Na und der Verbindung SO₄ auf,

was auf eine Durchmischung bzw. Verdünnung des Grundwassers in dieser Tiefe durch Zufluss von unbelastetem Wasser schließen lässt. Abweichungen zwischen den gemessenen und berechneten Lösungskonzentrationen, die zum Teil mehr als eine 10er Potenz erreichen können, treten bei den Elementen Ca, Cr, Ni und Cu auf. Während die berechneten Konzentrationen von Ca und Cr über den gemessenen liegen, werden die Konzentrationen der Elemente Cu und Ni vom Modell unterschätzt.

Zur Überprüfung der Auswirkungen von Mineralisations- oder Lösungsprozessen auf die Konzentrationen im Mischwasser sind in der Tabelle 18 die relevanten Mineralisationen für die jeweiligen Elemente mit aufgeführt. In diesem Zusammenhang ist von Interesse, ob durch eine Zumischung von Wasser die Bedingungen für die Stabilität der Mineralisationen verändert werden und solch ein Effekt möglicherweise Auswirkungen auf die Lösungskonzentrationen der Elemente hat.

Anhand der berechneten Sättigungsindizes wird deutlich, dass weder in der Ausgangslösung noch in der Mischungslösung Mineralisationen der Elemente Ca und Ni berechnet wurden. Damit sind weder die Konzentrationen in der gemessenen noch die in der berechneten Lösung durch Mineralisationsprozesse beeinflusst. Möglicherweise wirken in diesem Fall Sorptionsprozesse steuernd auf die Gehalte in der Lösung. Beim Element Ni könnte der kleinere pH-Wert in der Referenzprobe zu einer Verschiebung des Lösungsgleichgewichtes und damit zu einer Lösung von Ni aus der Festphase geführt haben. Dabei dürften vorwiegend Desorptionsprozesse die Konzentration in der Lösung steuern.

Der Sättigungsindex für das Cr-Mineral $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (c) liegt in der Ausgangslösung und in der berechneten Mischungslösung unter der Sättigungsgrenze, während er in der gemessenen Referenzprobe über der Sättigungsgrenze berechnet wurde. Damit können die geringeren gemessenen Konzentrationen in dieser Probe auf Mineralisationsprozesse zurückgeführt werden.

Die höheren gemessenen als berechneten Konzentrationen des Elementes Cu in der gemessenen Mischungslösung stehen offenbar nicht in Verbindung mit Lösungsprozessen aus der Mineralfazies, da die Sättigungsindizes für alle Mineralisationen entweder über der Sättigungsgrenze oder weiterhin darunter berechnet wurden. Möglicherweise kommen hier nicht erfasste Festkörperspeziationen zum Tragen. Zudem ist nicht auszuschließen, dass die Datenbasis zur Beschreibung thermodynamischer Prozesse für einige Elemente nicht ausreicht und dieser Sachverhalt zu Unstimmigkeiten im Ergebnis führt.

7.5.3 Modellierung des Adsorptionsverhaltens der Schwermetalle

Weitere wichtige Prozesse, die das Verhalten und die Verfügbarkeit von Elementen in der Umwelt beeinflussen, sind die Adsorption und Desorption. Im Rahmen dieser Arbeit wird unter Adsorption/Desorption allgemein Festlegung/Lösung verstanden. Die Auswirkungen der Adsorption auf das vergleichsweise immobile Element Cr sowie die mobileren Elemente Ni und Zn wurden mit dem Ionen-Austausch-Modell des Programms PHREEQC durch Modellrechnungen untersucht (vgl. Kap. 4.3). Die Berechnungen basieren auf der Grundlage von Konzentrationsentwicklungen, die jeweils in der Tiefe von 2,5 m u. WSP an den Grundwassermessstellen B 5 und KB 6 gemessen wurden.

Die Kalibrierung der Modellergebnisse erfolgte durch Überlagerung von gemessenen und berechneten Konzentrationen der Elemente Ca, K, Mg und Na sowie der obligaten Elemente Cr, Ni und Zn der Grundwassermessstelle B 5. Nach Eingabe der Anfangs- und Endkonzentrationen in das Modell wurde die Adsorptionskapazität so lange variiert, bis die beste Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den berechneten Konzentrationen erzielt wurde. Die Validierung der ermittelten Sorptionskapazität wurde über eine vergleichende Berechnung anhand von Lösungskonzentrationen aus der Grundwassermessstelle KB 6 durchgeführt. Die Beobachtungszeiträume liegen bei 56 (B 5) bzw. 53 (KB 6) Tagen, in denen in Abständen zwischen 7 und 25 Tagen die Messstellen beprobt wurden.

Neben den Lösungskonzentrationen zu Beginn und zum Ende der Simulation sowie einer Adsorptionskapazität benötigt das Modell bodenphysikalische Kennwerte. Aufgrund der Bodeneigenschaften an dem Standort und Angaben aus Literaturquellen ist die Porosität mit einem Wert von 0,2 [-] in das Modell eingegangen (HÖLTING, 1996; LANGGUTH u. VOIGT, 1980; DVWK-SCHRIFTEN, 1982; MUTSCHMANN u. STIMMELMAYR, 1986; BAUMGARTNER u. LIEBSCHER, 1990). Die Dispersivität ist entsprechend der modellabhängigen, geringen Flie遝sstrecke von 0,002 m mit dem gleichen Wert von 0,002 m berücksichtigt worden. Unter der Modellannahme eines konstanten Durchflusses war in der Regel nach dreimaligem Austausch des Porenvolumens (entspricht 960 Zeitschritte) die Endkonzentration und damit ein stationärer Zustand erreicht. Zur Übersicht sind in der Tabelle 19 die beschriebenen Modellparameter zusammengefasst.

Tab. 19: Modellparameter für die Berechnungen von Sorptionsprozessen

Parameter	Einheit	Wert
Porosität	-	0,20
Dispersion	m	0,002
Diffusion	m ² /s	0,3x10 ⁻⁹
Flie遨strecke	m	0,002
Zeitschritte	-	960

Die Modellierungen mit Lösungskonzentrationen der Grundwassermessstelle B 5 ergaben, dass die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen unter Berücksichtigung einer geringen bis keiner Adsorption erzielt wurden. Eine vergleichende Gegenüberstellung der Ergebnisse ohne Berücksichtigung einer Adsorption ist in der Abbildung 14a für die Elemente Ca, K, Mg und Na sowie in der Abbildung 14b für die Elemente Cr, Ni und Zn dargestellt. Trotz geringer Abweichungen einzelner Messpunkte von der berechneten Kurve ist unter dieser Annahme in der Summe eine gute Deckung zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationsverläufen zu erkennen. Allerdings weisen die Start- und die Zielkonzentrationen einzelner Elemente nur geringe Differenzen auf, wodurch Adsorptionsprozesse, die möglicherweise stattgefunden haben, schwer abzubilden sind. Dieses Skalierungsproblem wird durch vergleichende Berechnungen mit ansteigender Adsorption deutlich, bei denen, beginnend mit einer Adsorptionskapazität von 0 mol, erst ab einer Kapazität von 0,05 mol eine deutliche Auswirkung der Adsorption am Kurvenverlauf zu beobachten ist. Aus diesem Grund sind ergänzende Berechnungen mit gemessenen Lösungskonzentrationen von der Grundwassermessstelle KB 6 durchgeführt worden, die zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den Start- und den Endkonzentrationen aufweist.

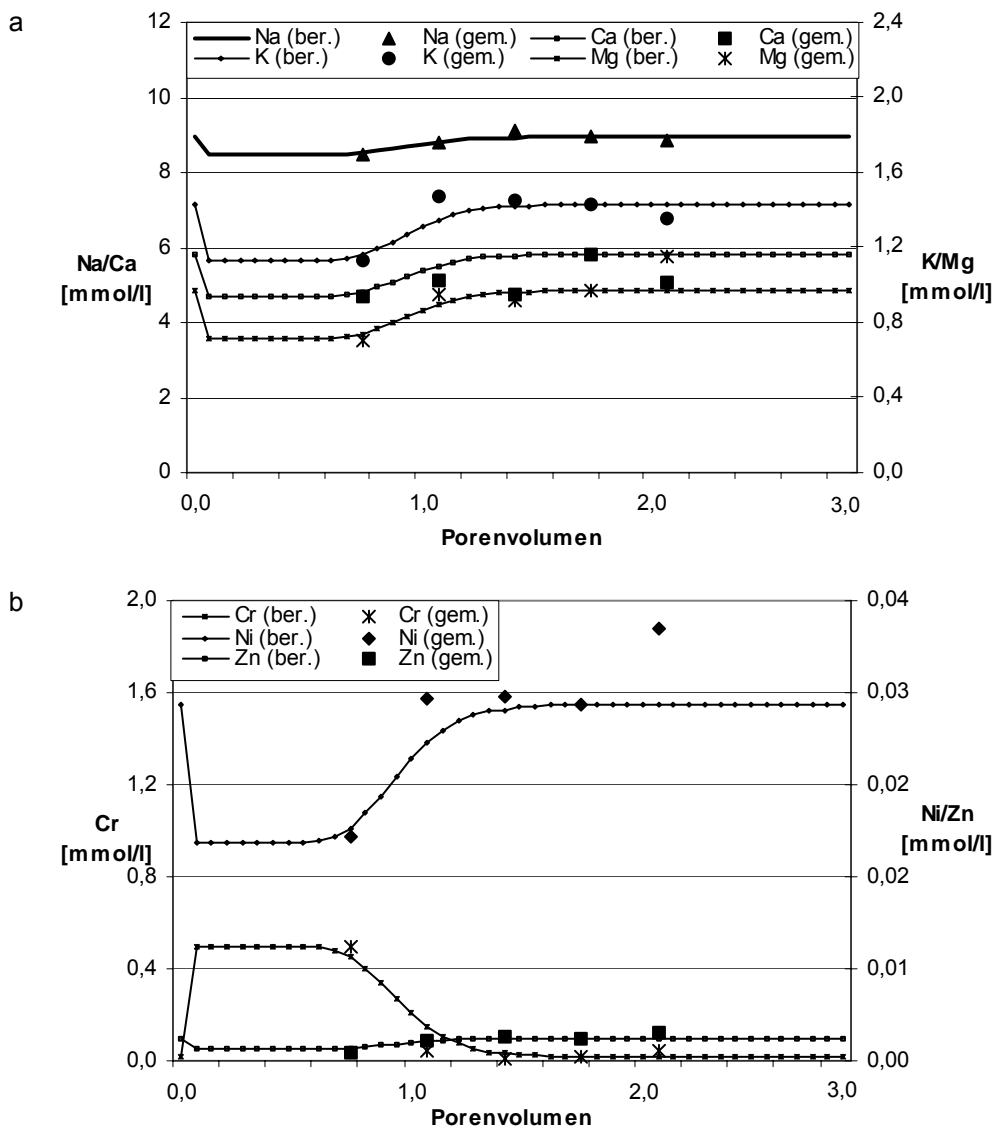


Abb. 14: Berechnete und gemessene Konzentrationen der Grundwassermessstelle B 5 für die Elemente Ca, K, Mg u. Na (a) sowie die Elemente Cr, Ni u. Zn (b); Adsorptionskapazität = 0 mol

Für die Grundwassermessstelle KB 6 ist die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen unter Berücksichtigung einer Adsorptionskapazität von 0,001 mol erzielt worden. Die jeweiligen Konzentrationsverläufe sind in der Abbildung 15a für die Elemente Ca, K, Mg und Na sowie in der Abbildung 15b für die Elemente Cr, Ni und Zn grafisch dargestellt. In der Gegenüberstellung zeigen insbesondere die Elemente Ca, Mg, K und Zn sowie näherungsweise das Element Na zufriedenstellende Übereinstimmungen zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen. Abweichungen treten zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen der E-

lemente Cr und Ni auf, die über stark schwankende gemessene Lösungskonzentrationen des Elementes Cr bzw. den wesentlich schnelleren Anstieg der berechneten Lösungskonzentration für das Element Ni zum Ausdruck kommen.

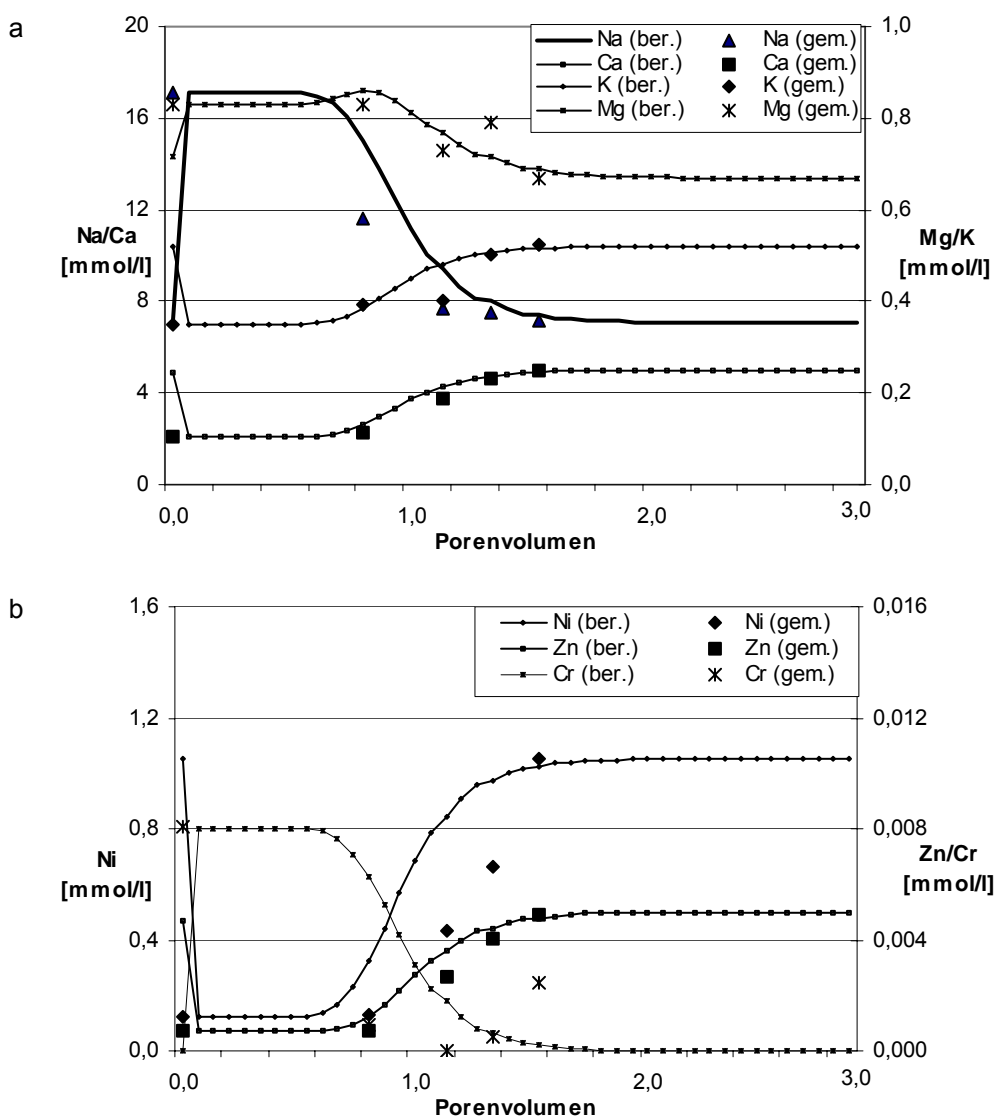


Abb. 15: Berechnete und gemessene Konzentrationen der Grundwassermessstelle KB 6 für die Elemente Ca, K, Mg u. Na (a) sowie die Elemente Cr, Ni u. Zn (b); Adsorptionskapazität = 0,001 mol

Eine Erhöhung der Sorptionskapazität auf 0,005 mol führt lediglich bei den Elementen K und Zn zu einer geringfügig größeren Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Werten. Die Konzentrationsverläufe der Elemente Cr und Ni bleiben durch diese Er-

höhung unbeeinflusst. Für die Elemente Ca und Na werden unter Annahme einer größeren Kapazität deutlich höhere Konzentrationen berechnet, so dass der Fehler insgesamt größer wird. Die Sorptionskapazität des Bodens dürfte demnach zwischen 0,001 und 0,005 mol liegen und kann insgesamt als gering eingestuft werden.

7.6 Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes

Während in den bisherigen Ausführungen die einzelnen Prozesse im Boden und deren Einflüsse auf das Verhalten der Elemente im Mikroskalenbereich betrachtet wurden, soll im folgenden über ein analytisches Lösungsverfahren zur Berechnung von Stofftransportproblemen deren Auswirkungen im Makroskalenbereich beschrieben werden. Über dieses Lösungsverfahren, das einen einfachen, eindimensionalen Modellansatz darstellt, wurden für die Elemente Cr, Ni und Zn sog. Retardationsfaktoren berechnet, die den verzögerten Stofftransport von Elementen aufgrund von Wechselwirkungen mit der Umgebung nachbilden. Die Retardationsfaktoren werden nachfolgend zur Simulation des Stofftransportes mit Hilfe eines numerischen Modells herangezogen. Die Berechnung der Faktoren erfolgte an gemessenen Durchbruchkurven von zwei im Abstrom des Testfeldes gelegenen Grundwassermessstellen. Die Grundwassermessstelle KB 6 liegt ca. 6 m entfernt im seitlichen Abstrom vom Testfeld, während die Grundwassermessstelle B 11 ca. 37 m entfernt in unmittelbarer Abstromrichtung des Feldes abgeteuft ist. Die Lage der Messstellen kann dem Anhang 9 entnommen werden. Eine detaillierte Beschreibung zum Betrieb des Testfeldes enthält das Kapitel 3.4.

In die Gleichung zur Berechnung der Retardationsfaktoren [s. Gleichung 4] sind Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,03 und 0,05 m/d eingegangen. Die geringen Geschwindigkeiten resultieren aus dem hydraulischen Gefälle von weniger als 1 ‰. Die Porosität (n_e) wurde unter Berücksichtigung der Korngrößenverteilung und Angaben aus Literaturquellen auf 0,2 [-] geschätzt (vgl. Kap. 7.5.3). Für die Berechnungen sind jeweils die gemessenen Konzentrationen aus einer Tiefe von 1,5 m u. WSP herangezogen worden.

Im Verlauf der Modellierung der Durchbruchkurven wurde deutlich, dass die Entfernungen zwischen der Stoffquelle und der jeweiligen Messstelle, die rechnerisch mit $\Delta y_{KB\ 6} = 1,7$ m und $\Delta y_{B\ 11} = 0,9$ m ermittelt wurden, sehr gering waren. Dieses Ergebnis führte dazu, dass die longitudinale Dispersivität (α_l) mit einem Wert von 0,06 m entsprechend

geringer angenommen werden musste. Dispersivitäten in dieser Größenordnung wurden im Labormaßstab auch von BERTSCH (1978) an sandigkiesigem Material ermittelt. Die transversale Dispersivität (α_t) wurde um den Faktor 0,1 kleiner gewählt. Ein entsprechendes Verhältnis stellten KLOTZ und SEILER (1980) sowie BEAR (1961) in Laborversuchen fest, in denen die Querdispersivität im Vergleich zur Längsdispersivität um Faktoren von 0,1 bis 0,05 kleiner beobachtet wurden.

Die Fließstrecke Δx ist mit einem Drittel der Längserstreckung Δy angenommen worden. Die Anfangsbedingungen bzw. -konzentration für jedes Element wurde jeweils aus den ersten beiden Messwerten gemittelt.

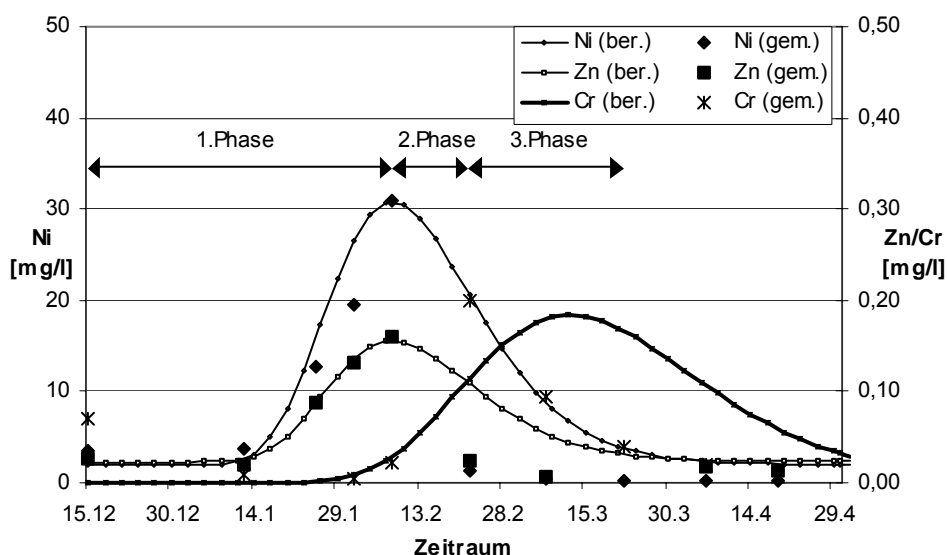


Abb. 16: Gemessener und berechneter Konzentrationsverlauf für die Elemente Ni, Zn und Cr der Grundwassermessstelle KB 6 unter Berücksichtigung der Retardationsfaktoren $R_{Ni}=1,4$; $R_{Zn}=1,4$ und $R_{Cr}=2,2$

In der Abbildung 16 ist der in der Grundwassermessstelle KB 6 gemessene Konzentrationsverlauf der Elemente Ni, Zn und Cr(ges.) dem jeweils berechneten Konzentrationsverlauf gegenübergestellt. Der Abbildung ist zu entnehmen, dass die gemessenen Konzentrationen für jedes Element zunächst auf einem unteren Niveau liegen, dann bis zu einem Maximum ansteigen und wieder bis zum Ursprungsniveau abklingen. Der Konzentrationsanstieg ist für die Elemente Ni und Zn durch wenigstens drei, für das Element Cr durch lediglich zwei Messpunkte belegt. Die höchsten Konzentrationen liegen für Ni bei 31 mg/l, für Zn bei 0,16 mg/l und für Cr bei 0,2 mg/l. Aus der Gegenüberstellung der Kurven geht hervor, dass der Konzentrationsanstieg und das Maximum für die Elemente Ni und Zn

nahezu zeitgleich erfolgen, während beim Element Cr diese Merkmale jeweils ca. 14 Tage später auftreten.

Während der Modellierung wurde deutlich, dass über den Beobachtungszeitraum im Abstrom des Testfeldes unterschiedliche Abstandsgeschwindigkeiten herrschten. Die differierenden Geschwindigkeiten sind auf die Erweiterung der Grundwasserentnahme durch den Förderbrunnen GWM 2 (vgl. Anh. 9) in der 2. Phase der Beobachtungen und einer dadurch verursachten Veränderung des hydraulischen Gefälles zurückzuführen. Infolgedessen verlief in der Anfangsphase (1. Phase) der Konzentrationsanstieg von Ni und Zn bis zum Erreichen des Maximums deutlich langsamer als im nachfolgenden Abschnitt (2. Phase) der Konzentrationsanstieg des Elementes Cr. Parallel nahmen in der 2. Phase die Ni- und Zn-Konzentrationen entsprechend schneller ab. Aufgrund dieser Entwicklungen konnte von der Grundwassermessstelle KB 6 für die Ermittlung der Retardationsfaktoren jeweils nur die Phase des Konzentrationsanstieges der Elemente ausgewertet werden.

Unter Berücksichtigung der Messwerte aus den ersten beiden Phasen (1. u. 2. Phase) ist mit einem Retardationsfaktor von 1,4 für das Element Ni, einem Faktor von 1,4 für das Element Zn sowie mit einem Faktor von 2,2 für das Element Cr die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen erzielt worden.

Die ermittelten Retardationsfaktoren wurden am Konzentrationsverlauf der Grundwassermessstellen B 11 verifiziert. Eine grafische Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Konzentrationen enthält die Abbildung 17.

In der Grundwassermessstelle B 11 sind die gemessenen Durchbruchkurven deutlich stärker gespreizt, was auf nahezu ungestörte Strömungsbedingungen zurückzuführen ist. Aufgrund dieser Bedingungen konnte über die analytische Lösung der gesamte Konzentrationsverlauf der Schwermetallfahnen modelliert werden. Die gemessenen und berechneten Konzentrationen des Elementes Zn weisen unter Berücksichtigung des zuvor beschriebenen Retardationsfaktors von $R_{Zn}=1,4$ insgesamt eine gute Übereinstimmung auf. Sowohl der gemessene Anstieg als auch das Abklingen der Konzentrationen ist über die berechnete Durchbruchkurve modellierbar.

Abweichungen zwischen den gemessenen und den berechneten Konzentrationen treten beim Element Ni auf, indem der gemessene Konzentrationsanstieg ein Plateau aufweist und das gemessene Maximum im Vergleich zum berechneten zeitlich verzögert auftritt. Aufgrund dieser Entwicklung wird der Retardationsfaktor im Vergleich zur Messstelle KB 6 mit $R_{Ni}=1,5$ etwas kleiner berechnet. Da die Bedingungen in der Messstelle B 11 über den gesamten Beobachtungszeitraum nahezu konstant waren, wird für die nachfolgenden

Transportberechnungen der an dieser Messstelle ermittelte Retardationsfaktor zugrunde gelegt.

Das Element Cr wurde in der Messstelle B 11 nur in geringen Konzentrationen gemessen, so dass dort gemessene und berechnete Konzentrationen nur näherungsweise verglichen werden können. Dennoch ist im Vergleich zu den Elementen Ni und Zn ein verzögerter Durchgang des Cr zu erkennen, der über die berechnete Durchbruchkurve mit einem Retardationsfaktor von $R_{Cr}=2,2$ abgebildet wird.

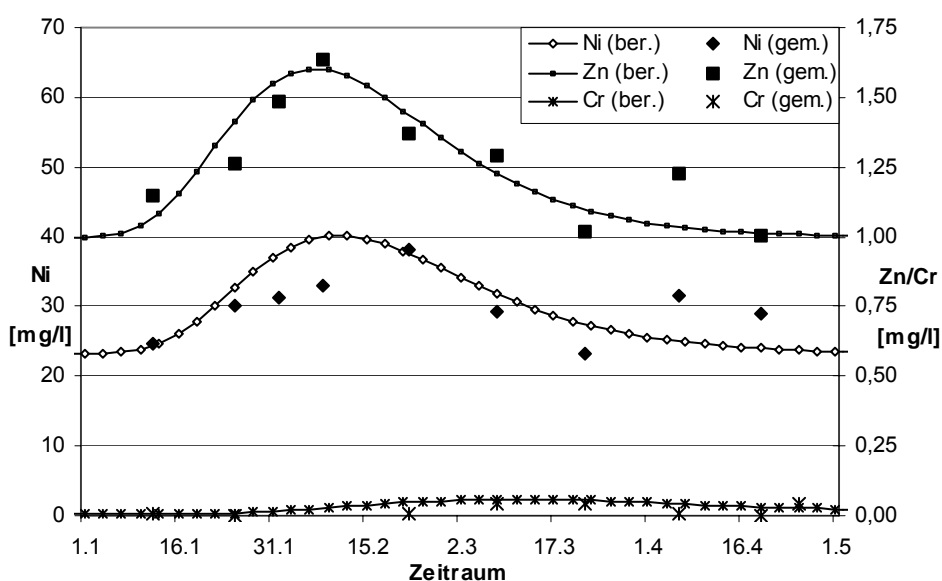


Abb. 17: Gemessener und berechneter Konzentrationsverlauf für die Elemente Ni, Zn und Cr in der Grundwassermessstelle B 11 unter Berücksichtigung der Retardationsfaktoren $R_{Ni}=1,5$; $R_{Zn}=1,4$ und $R_{Cr}=2,2$

7.7 Berechnung des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell

Über die Modellierung des Stofftransportes soll die räumliche Ausbreitung der Inhaltsstoffe im Grundwasser über einen längeren Zeitraum betrachtet werden. Die Simulationen erfolgten mit einem bestehenden, kalibrierten numerischen Grundwasserströmungs- und Transportmodell des Standortes (s. Kap. 4.5). Mit dem Modell wurden zunächst die Strömungsbedingungen während des Betriebes des Testfeldes überprüft, um über ein sog. Particel-Tracking die Bahnlinien und die Fließzeiten einzelner Partikel zu den Grundwas-

sermessstellen KB 6 und B 11 zu untersuchen und die unter Kapitel 7.6 getroffenen Randbedingungen zu verifizieren. Darauf aufbauend wurden die Konzentrationsentwicklungen der Elemente Ni, Zn und Cr an ausgewählten Grundwassermessstellen über einen Zeitraum von 8 Jahren simuliert. Die Verzögerung des Stofftransportes wurde in den Simulationen über die Henry-Adsorptions-Isotherme berücksichtigt, die für jedes Element über die ermittelten Retardationsfaktoren nach Gleichung 2 (Kap. 4.5) berechnet werden konnte. Eine Gegenüberstellung der Retardationsfaktoren und der daraus berechneten Henry-Koeffizienten enthält die Tabelle 20.

Tab. 20: Berechnete Retardationsfaktoren und Adsorptionskoeffizienten für die Elemente Ni, Zn und Cr

Elemente	Einheit	Retardationsfaktor	Henry-Koeffizient
Ni	-	1,5 (1,4)	1,6
Zn	-	1,4	1,5
Cr	-	2,2	2,5

mit $n_e = 0,2$

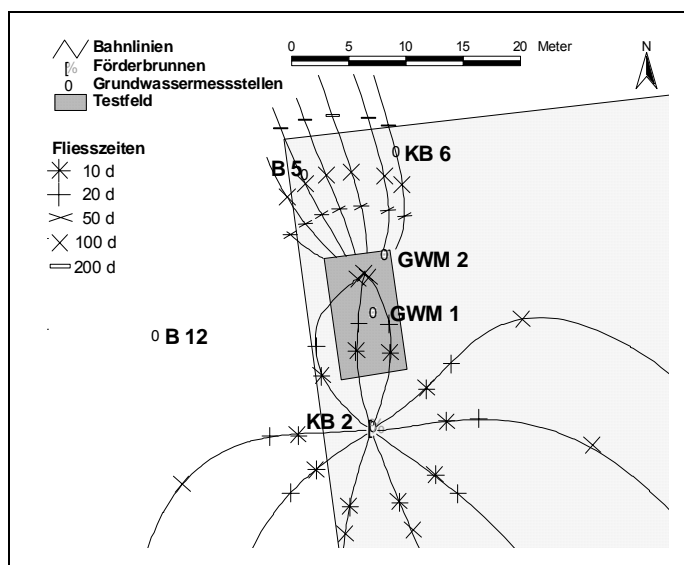
Die Modellrechnungen ergaben, dass durch die lange Simulationszeit von 8 Jahren und einer daraus resultierenden längeren Transportstrecke die Dispersivitäten im Vergleich zu den in Kapitel 7.6 zugrundegelegten Werten ($\alpha_l = 0,06$ m; $\alpha_t = 0,006$ m) insgesamt größer gewählt werden mussten. Die longitudinale Dispersivität wurde daraufhin nach BEIMS (1983, vgl. Anh. 18) bei Fließstrecken von ~ 100 m auf $\alpha_l = 1$ m geschätzt, während die transversale Dispersivität mit $\alpha_t = 0,1$ m um den Faktor 0,1 kleiner gewählt wurde (vgl. Kap. 7.6).

Aufgrund des Schwerpunktes der Schwermetallbelastung im oberen Bereich des Grundwasserleiters bis ca. 15 m unter Gelände werden im folgenden ausschließlich die Ergebnisse aus Strömungs- und Transportberechnungen der 1. Layer (bis 13 m u. WSP) des Modells behandelt.

Zur Untersuchung der Strömungssituation im Bereich des Testfeldes, insbesondere der Abstromsituation in Richtung der Messstellen KB 6 und B 11, sind zunächst Bahnlinien von Partikeln ohne Berücksichtigung einer Retardation berechnet worden. Darüber sollte geklärt werden, ob und in welchem Zeitraum Partikel aus dem Testfeld die Messstellen KB 6 und B 11 erreichen können.

In der Abbildung 18 sind die berechneten Bahnlinien von Partikeln im unmittelbaren Bereich des Testfeldes dargestellt. Die Berechnungen basieren auf der Strömungssituation

während des Betriebes des Testfeldes bei einer Beregnungshöhe von $5 \text{ m}^3/\text{d}$ und einer Grundwasserentnahme über den Förderbrunnen KB 2 von ca. $19 \text{ m}^3/\text{d}$. Zur Veranschaulichung der Abstromsituation sind Partikel am nördlichen Rand des Testfeldes platziert worden. Die Markierungen an den Strömungslinien kennzeichnen den Ort der Partikel jeweils nach 50, 100 und 200 Tagen Fließzeit. An dem Verlauf der Bahnlinien wird deutlich, dass die Partikel in diesem Bereich bereits außerhalb des Einzugsgebietes des Förderbrunnens KB 2 liegen und dem allgemeinen Grundwasserabstrom Richtung NNW (vgl. Anh. 4) folgen. Die Grundwassermessstelle KB 6 liegt allerdings nicht mehr im unmittelbaren Abstrom des Testfeldes und wird nur von Partikeln aus der nordöstlichsten Ecke des Feldes angeströmt. Bei einer mittleren Abstandsgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m/d}$, die durch die Beregnung und den dadurch erzeugten, höheren Gradienten bedingt ist, benötigen die Partikel mehr als 150 Tage, um die Messstelle zu erreichen.



Hydraulische Bedingungen:

- Förderbrunnen KB 2 und Beregnung in Betrieb

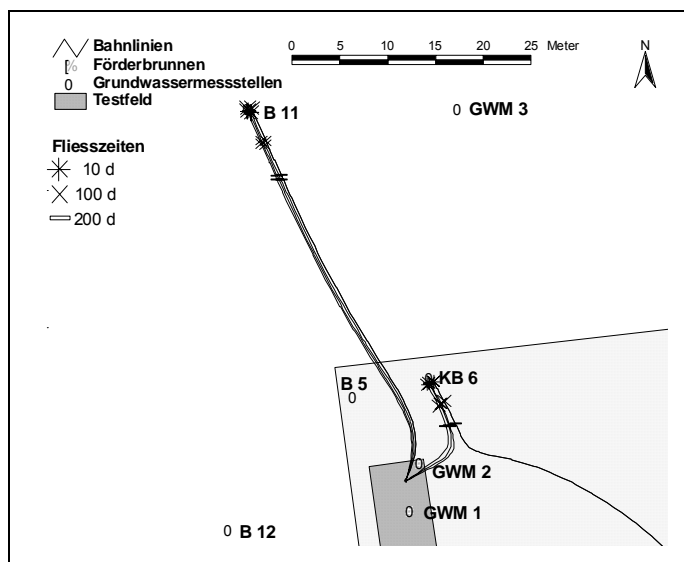
Abb. 18: Berechnete Bahnlinien im Umfeld des Testfeldes

Aus der Darstellung der Strömungslinien zum Förderbrunnen KB 2 wird deutlich, dass der größte Teil des Testfeldes im Einzugsbereich des Brunnens liegt und das Sickerwasser über die Grundwasserentnahme gefasst wird. Durch den Betrieb des Förderbrunnens sind die Fließzeiten der Partikel zur Brunnenfassung deutlich kürzer als im nördlichen Abstrom.

Die ermittelte Fließzeit von 150 Tagen übersteigt deutlich den Beobachtungszeitraum von 42 Tagen bis zur Detektion eines signifikanten Konzentrationsanstiegs in der Grund-

wassermessstelle KB 6 (vgl. Abb. 16). Unter Berücksichtigung einer Retardation würde der Anstieg entsprechend verzögert erfolgen. Dieses Ergebnis bestätigt die bereits unter Kapitel 7.6 getroffene Annahme, dass die aus dem Testfeld mobilisierten Schwermetalle nicht für den Konzentrationsanstieg in der Grundwassermessstelle KB 6 verantwortlich sind, sondern die dort gemessenen Schwermetalle aus der unmittelbaren Umgebung mobilisiert wurden.

In der Abbildung 19 sind die berechneten Bahnlinien im Anstrom zur Grundwassermessstelle B 11 sowie ergänzend zur Messstelle KB 6 dargestellt. Für die Berechnung der Bahnlinien wurden die Partikel jeweils an den Messstellen platziert und die Fließwege zurückverfolgt. Die Markierungen kennzeichnen den Standort der Partikel 10, 100 und 200 Tage vor Erreichen der jeweiligen Messstelle. Obwohl die Grundwassermessstelle B 11 unmittelbar im Abstrom des Testfeldes liegt, zeigen die Markierungen an den Bahnlinien, dass Partikel aus dem Bereich des Testfeldes die Messstelle nicht im Laufe des Beobachtungszeitraums erreichen können, sondern für diese Strecke - bei Abstandsgeschwindigkeiten von durchschnittlich 0,03 m/d – ein Zeitraum von wenigstens 2 Jahren anzunehmen ist.



Hydraulische Bedingungen:

- Förderbrunnen KB 2 und Beregnung in Betrieb

Abb. 19: Berechnete Bahnlinien zu den Grundwassermessstellen B 11 und KB 6

Trotz ihrer Randlage in Bezug auf die ehemaligen Galvanikanlagen liegt die Messstelle B 11 im unmittelbaren Abstrom des südwestlichen Bereiches der ehemaligen Galvanik. Die über den gesamten Beobachtungszeitraum gemessenen, hohen Hintergrundgehalte

von wenigstens 23 mg/l Ni und 1 mg/l Zn (vgl. Kap. 7.6) sind ebenfalls ein Hinweis darauf, dass die Messstelle von schwermetallhaltigem Grundwasser angeströmt wird.

Die im Vergleich zu Abbildung 18 deutlich längeren Fließzeiten der Partikel zur Messstelle KB 6 basieren auf den unterschiedlichen Startpositionen, dem damit verbundenen, veränderten hydraulischen Gradienten und längeren Fließweg.

Die folgenden Ergebnisse aus den Simulationen des Stofftransportes bzw. der berechneten Konzentrationsentwicklungen von Ni, Zn und Cr im Grundwasser ausgewählter Messstellen der ehemaligen Galvanik, die in der Abbildung 20 dargestellt sind, basieren auf einem stationären Strömungsmodell (=konstantes Strömungsfeld über den gesamten Simulationszeitraum). Auf der Grundlage des Strömungsmodells wurden die Konzentrationsentwicklungen an ausgewählten Messstellen zeitabhängig berechnet und die berechneten Konzentrationen den Analysenergebnissen aus den Jahren 1991 und 1997 bis 2000 gegenübergestellt.

Als Startkonzentrationen wurden die Analysenergebnisse von 1991 in Form von punktförmigen, einmaligen Stoffeinträgen an den Standorten der Messstellen in das Modell eingegeben. Die Eingabe erfolgte lediglich an Grundwassermessstellen bzw. Lokalitäten, die mit Konzentrationen ≥ 1 mg/l Ni, Zn und/oder Cr auffielen (vgl. Anh. 14). Aufgrund des nahezu ständigen Betriebs von zwei Sanierungsbrunnen (KB 1 und KB 2, vgl. Anh. 9) während des Beobachtungszeitraums wurden an den Brunnenstandorten mittlere Grundwasserentnahmen von 3,4 m³/d (KB 1) und 10 m³/d (KB 2) berücksichtigt. Unter Eingabe der entsprechenden Adsorptions-Isothermen wurde über einen Zeitraum von 3000 Tagen (ca. 8 Jahren) bei einer konstanten Schrittweite von 100 Tagen die Konzentrationsentwicklungen an den Messstellen simuliert und die berechneten Konzentrationen in Beziehung zu den Analysenergebnissen von 1997 bis 2000 gesetzt. Während für den Zeitraum von 1991 bis 1997 keine weiteren Messdaten vorliegen, schwankt die Anzahl der Messungen für den Zeitraum von 1997 bis 2000 zwischen 3 (betrifft alle intakten Messstellen) und 16 Beprobungsterminen (betrifft Messstellen im Bereich des Testfeldes).

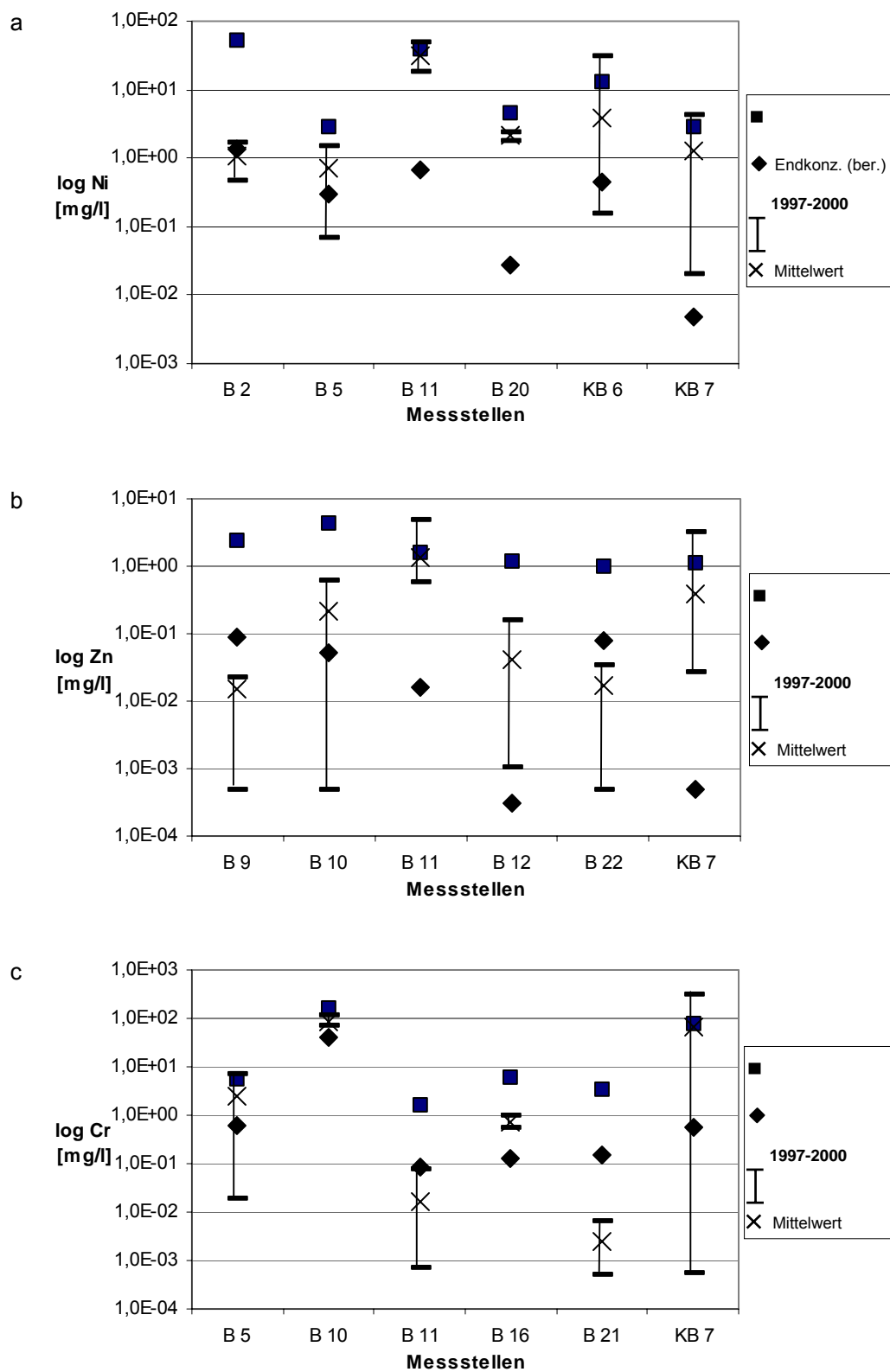


Abb. 20: Gemessene und berechnete Konzentrationen an ausgewählten Grundwassermessstellen für die Elemente Ni (a), Zn (b) und Cr (c)

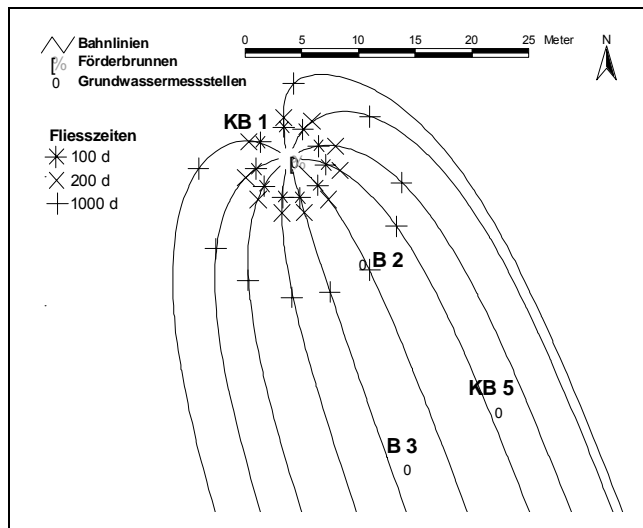
In den Abbildungen 20-a, 20-b und 20-c sind die gemessenen sowie die berechneten Konzentrationen aus der Transportmodellierung für die Elemente Ni, Zn und Cr von ausgewählten Grundwassermessstellen grafisch aufgetragen. In den Darstellungen ist dem Analyseergebnis aus der Ersterkundung von 1991 (=Startwert) sowie der mittleren Konzentration und Spannweite aus der Gesamtheit der Analysen von 1997 bis 2000 jeweils die berechnete Konzentration nach einer Simulationszeit von 3000 Tagen gegenübergestellt. Eine Zusammenstellung der gemessenen und berechneten Konzentrationen für die weiteren beobachteten Grundwassermessstellen kann dem Anhang 19 entnommen werden.

Aus den Darstellungen wird deutlich, dass im Vergleich zu 1991 die gemessenen Konzentrationen der Elemente zu späteren Zeitpunkten im Mittel an allen Grundwassermessstellen abgenommen haben. Dabei liegen die Wiederfindungsraten unter Berücksichtigung aller Messstellen im Mittel für das Element Ni mit 60 % deutlich über denen von Zn mit 23 % und Cr mit 17 %. Bemerkenswert ist zudem, dass die Konzentrationen an einigen Grundwassermessstellen nach 8 Jahren zeitweise höher liegen als zum Zeitpunkt der Ersterkundung.

Der Vergleich von gemessenen und berechneten Konzentrationen in der Darstellung zeigt weiterhin, dass die berechneten Konzentrationen sowohl innerhalb der Spannweite der Messungen von 1997 bis 2000 als auch darüber bzw. darunter liegen. Tendenziell werden am Ende der Simulation die Konzentrationen an den einzelnen Grundwassermessstellen eher unter- als überschätzt. Dieser Trend wird insbesondere an den Ergebnissen des Elementes Ni deutlich (vgl. Anh. 19). Eine vergleichsweise gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen weist das Element Cr auf, da die berechneten Konzentrationen vermehrt innerhalb der Spannweite der gemessenen Konzentrationen von 1997 bis 2000 oder darüber liegen. Die berechneten Konzentrationen für das Element Zn weisen aufgrund von Werten innerhalb und außerhalb der Spannweite der gemessenen Konzentrationen eine relativ große Streuung auf.

Eine zeitabhängige Konzentrationsentwicklung über den Simulationszeitraum von 3000 Tagen soll nachfolgend exemplarisch an berechneten Konzentrationen der Grundwassermessstelle B 2 dargestellt werden. Die Messstelle B 2 liegt im nordöstlichen Bereich der ehemaligen Galvanik (vgl. Anh. 9) und fällt durch verhältnismäßig hohe Ni- und Cr-Gehalte auf, die zum Zeitpunkt der Ersterkundung bei 54 mg/l Ni und 260 mg/l Cr lagen. Die Zn-Gehalte waren mit 1,1 mg/l deutlich geringer, wurden aber vergleichend in diese Betrachtung mit einbezogen. Die Messstelle wurde ausgewählt, weil sie durch besondere

hydraulische Bedingungen beeinflusst und von schwermetallhaltigem Grundwasser angeströmt wird.



Hydraulische Bedingungen:

- Förderbrunnen KB 1 in Betrieb

Abb. 21: Berechnete Stromlinien im Bereich der Grundwassermessstelle B 2

Die Darstellung der Strömungssituation in diesem Hallenabschnitt in der Abbildung 21 zeigt, dass die Grundwassermessstelle B 2 zum einen im unmittelbaren Einzugsgebiet des Förderbrunnens KB 1 liegt, wodurch eine schnellere Abreicherung von Lösungsgehalten zu erwarten ist, und zum anderen von Grundwasser aus den Bereichen der Messstellen B 3 und KB 5 angeströmt wird, die aufgrund der dort gemessenen Lösungskonzentrationen von Ni (18 u. 37 mg/l) und Cr (3,6 u. 5 mg/l) einen Zustrom von Schwermetallen vermuten lassen. Die Zn-Frachten dürften aufgrund der geringeren Konzentrationen von 0,55 (B 3) und 2,4 mg/l (KB 5) entsprechend klein ausfallen.

Die Untersuchung der unterschiedlichen Einflussfaktoren erfolgt über drei Varianten, in denen der Konzentrationsverlauf der Elemente Ni, Zn und Cr in der Messstelle B 2 über einen Simulationszeitraum von 3000 Tagen betrachtet wird:

Variante 1 - Simulation der Konzentrationsentwicklung unter stationären Bedingungen: Eingabe der Analysenergebnisse von 1991 als Startwerte an allen Grundwassermessstellen (mit Konzentrationen ≥ 1 mg/l) der ehemaligen Galvanik, Grundwasserentnahme an den Förderbrunnen KB 1 und KB 2 und Berechnung des Stofftransportes unter Berücksichtigung einer Adsorption ($K_{Ni}=1,6$; $K_{Zn}=1,5$; $K_{Cr}=2,5$),

Variante 2 - Simulation der Konzentrationsentwicklung entsprechend der Variante 1 jedoch ohne den Betrieb des Förderbrunnens KB 1,

Variante 3 - Simulation der Konzentrationsentwicklung entsprechend der Variante 1 jedoch ohne Eingabe einer Konzentration an den Grundwassermessstellen B 3 und KB 5 ($c_{\text{Ni,Zn,Cr}}=0$).

Die Ergebnisse aus den gerechneten Varianten sind in den Abbildungen 22-a, 22-b und 22-c für die Elemente Ni, Zn und Cr dargestellt. Die Kurven bilden jeweils den an der Messstelle B 2 berechneten Konzentrationsverlauf ab.

Die Gegenüberstellungen der Konzentrationsentwicklungen für die Elemente Ni und Zn in den Abbildungen 22-a und 22-b zeigen vergleichbare Kurvenverläufe. Beide Elemente weisen in allen Varianten zunächst eine kontinuierliche Abnahme in den Konzentrationen auf. Nach ca. 1000 Tagen nehmen die Konzentrationen in den Varianten 1 u. 2 deutlich langsamer ab, steigen in der Variante 1 zwischenzeitlich sogar an, um gegen Ende des Simulationszeitraums erneut abzuklingen. Der fast parallele Verlauf der Konzentrationsentwicklungen der Elemente Ni und Zn kann auf die nahezu identischen Adsorptionskoeffizienten der Elemente vom $\kappa_{\text{Ni}}=1,6$ und $\kappa_{\text{Zn}}=1,5$ zurückgeführt werden.

In der Variante 1, die näherungsweise vergangene Zustände beschreibt, liegt am Ende des Simulationszeitraums die berechnete Konzentration des Elementes Ni mit 1,3 mg/l innerhalb der Spannweite der gemessenen Konzentrationen von 0,49 bis 1,7 mg/l. Die Konzentrationen des Elementes Zn werden dagegen mit 0,02 mg/l deutlich unter der gemessenen Spannweite von 0,25 bis 2,2 mg/l berechnet.

In der Variante 2 wird an der Konzentrationsentwicklung des Elementes Ni die fehlende Entnahme durch den Förderbrunnen KB 1 erkennbar, so dass die Konzentrationen auf einem höheren Niveau als dem der Variante 1 verlaufen. Das Element Zn weist dieses Merkmal nicht auf. Diese Entwicklung ist darauf zurückzuführen, dass in der Variante 2 durch die veränderten Strömungsbedingungen die Messstelle KB 5 als potentielle Zn-Quelle nicht mehr im unmittelbaren Anstrom der Messstelle B 2 liegt und damit die Zn-Konzentrationen schneller abklingen als in der Variante 1.

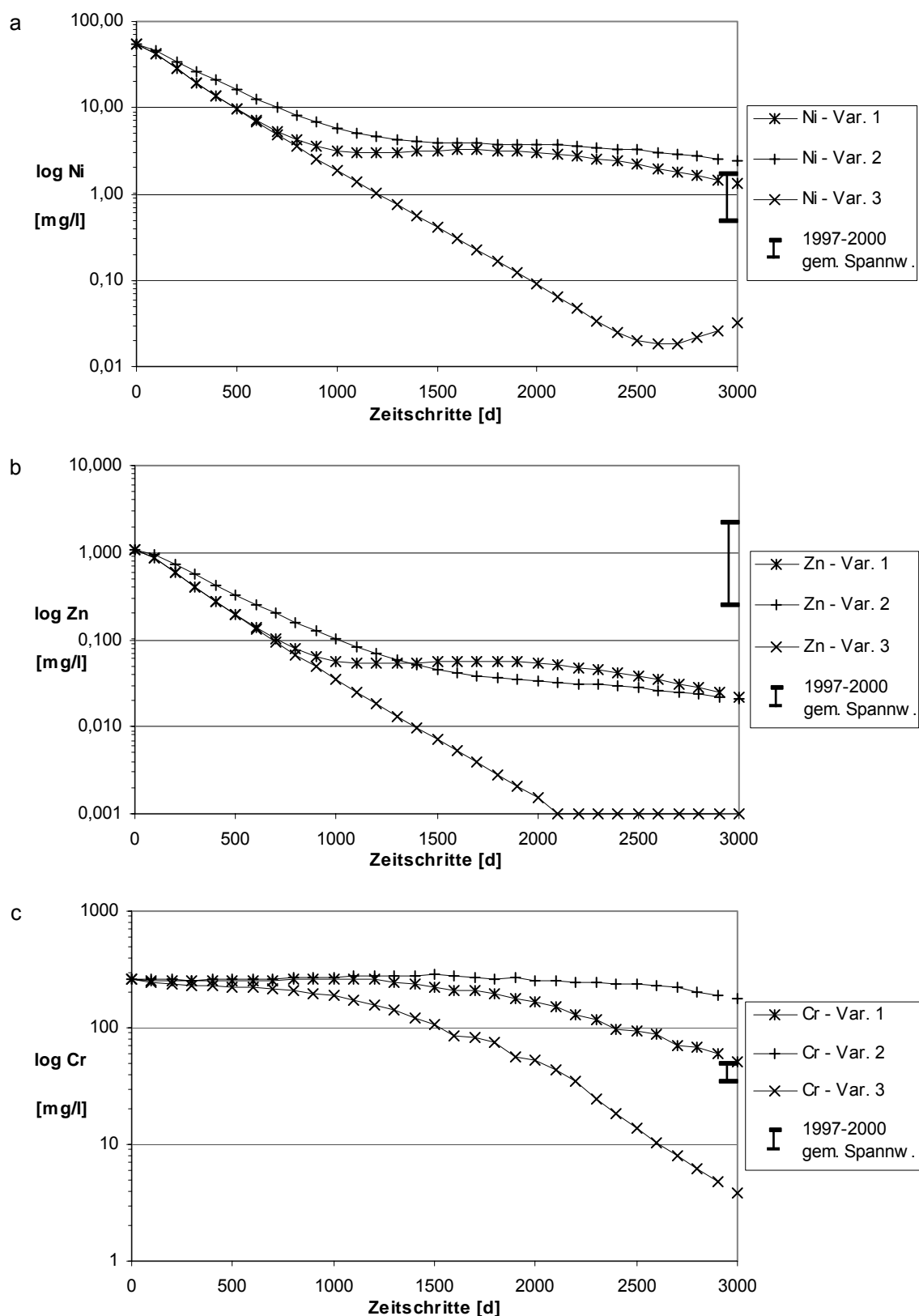


Abb. 22: Gemessene u. berechnete Konzentrationen der Elemente Ni (a), Zn (b) und Cr (c) im Bereich der Grundwassermessstelle B 2 – Vergleich unterschiedlicher Varianten

Die verzögerte Konzentrationsabnahme nach einem Drittel der Simulationszeit in den Varianten 1 und 2 wird offenbar durch Stofffrachten aus anstromig gelegenen Bereichen erzeugt. Der Vergleich mit der Variante 3 zeigt, dass die Standorte der Messstellen B 3 und KB 5 unzweifelhaft direkte Quellen für B 2 darstellen. Der Konzentrationsanstieg des Elementes Ni in der Variante 3 gegen Ende der Simulation wird durch die entferntere Messstelle B 17 (Entfernung ca. 40 m) verursacht (vgl. Anh. 9), die zum Zeitpunkt der Ersterkundung 1991 Ni-Konzentrationen von bis zu 39 mg/l (=Startwert) aufwies.

Die Konzentrationskurven für das Element Cr in der Abbildung 22-c verlaufen im Vergleich zu denen der Elemente Ni und Zn insgesamt flacher, wobei die Cr-Konzentrationen in allen Varianten stetig abnehmen. Die langsamer verlaufende Konzentrationsabnahme ist auf den Adsorptionskoeffizienten von $\kappa_{Cr}=2,5$ zurückzuführen, der im Vergleich zu den kleineren Koeffizienten der Elemente Ni und Zn einen stärker verzögerten Stofftransport verursacht.

In der Variante 1 liegt nach einem Zeitraum von 3000 Tagen (simulierter Zeitraum entspricht +/- dem Beobachtungszeitraum) die berechnete Konzentration mit 51 mg/l nahe dem obersten Wert der gemessenen Spannweite von 34 bis 50 mg/l. In der Variante 2 nehmen die Konzentrationen deutlich langsamer ab, was auf die fehlende Grundwasserentnahme und den ausgebliebenen Stoffaustrag durch den Förderbrunnen KB 1 zurückzuführen ist. Die Konzentrationsentwicklung in der Variante 3 veranschaulicht, dass aus dem Bereich der anstromig gelegenen Messstellen B 3 und KB 5 offenbar Schwermetalle nachgeliefert werden und ohne diese Quellen die Konzentrationen um mehr als eine 10er Potenz niedriger lägen. Dieses Ergebnis zeigt, dass erst durch die Stofffrachten aus diesen Bereichen das am Ende des Beobachtungszeitraums gemessene, hohe Konzentrationsniveau in der Messstelle B 2 aufrecht gehalten werden kann.

8 Diskussion der Detailuntersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik

In der Diskussion der Ergebnisse der Untersuchungen am Standort der ehemaligen Galvanik werden zunächst die Bodengehalte unter Berücksichtigung der Hintergrundgehalte des Untersuchungsgebietes und gesetzlicher Prüfwerte erörtert. In diesem Zusammenhang wird zu bewerten sein, ob über die gebietsbezogenen Hintergrundgehalte der Altstandort sowohl hinsichtlich seines Stoffbestandes als auch seiner Umweltrelevanz entsprechend identifiziert wird.

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Boden- und Grundwasseruntersuchungen sind zudem die angewandten Methoden kritisch zu betrachten und auf ihre Eignung für eine vertiefende Erkundung eines Standortes zu prüfen. Neben der Ermittlung des Stoffbestandes im Boden und im Grundwasser sollten die Untersuchungsergebnisse Erkenntnisse zur Mobilität der Stoffe in den beiden Kompartimenten liefern.

8.1 Schwermetallgehalte im Oberboden

Die Ergebnisse der Bodenanalysen im Bereich der ehemaligen Galvanik haben gezeigt, dass die im Oberboden gemessenen Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn die Vorsorgewerte der BBodSchV überschreiten. Ein Untersuchungsbedarf wird jedoch nur durch das Element Ni angezeigt, das mit Konzentrationen über dem Prüfwert analysiert wurde.

Dagegen ergibt die Gegenüberstellung der in der ehemaligen Galvanik gemessenen Konzentrationen mit den über die Kartierung erhaltenen Hintergrundwerten, dass die mittleren Konzentrationen der Elemente Ni und Zn über den mittleren Hintergrundgehalten des Standortes liegen. Unter Berücksichtigung der in den Böden der ehemaligen Galvanik gemessenen maximalen Cr- und Cu-Konzentrationen überschreiten auch diese Elemente die für das Untersuchungsgebiet ermittelte Spannweite der Hintergrundgehalte. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der ehemaligen Nutzung und dem erhöhten Stoffbestand des Standortes ist damit offensichtlich.

Der Vergleich der Bodengehalte mit Grenzwerten aus der BBodSchV zeigt, dass aufgrund einer Überschreitung der Vorsorgewerte der BBodSchV die schadensrelevanten Schwermetalle zwar identifiziert werden, aber lediglich für das Element Ni durch Überschreiten des Prüfwertes ein Handlungsbedarf angezeigt wird. Über die spezifischen Hintergrundwerte des Untersuchungsgebietes werden dagegen für jedes der bedeutenden Elemente

Cr, Cu, Ni und Zn Konzentrationsüberschreitungen aufgedeckt. Die Untersuchungsergebnisse belegen allerdings, dass der Vergleich mit den mittleren Hintergrundgehalten nicht ausreicht. Vielmehr sollten bei der Bewertung von lokal gemessenen Konzentrationen die Messspannweiten der für die jeweiligen Elemente ermittelten Hintergrundgehalten Berücksichtigung finden. Ergänzend wäre zu überlegen, ob bei Überschreiten des Hintergrundgehaltes eines einzelnen Elementes bereits ein weiterer Untersuchungsbedarf gefordert werden sollte, da die für ein Gebiet ermittelten, spezifischen Hintergrundgehalte eine höhere Sensitivität besitzen als allgemeingültige Prüfwerte. Bei der Untersuchung von Schwermetallkontaminationen sollten neben den üblichen bzw. zu erwarteten Parametern allerdings ergänzend Begleitparameter wie beispielsweise Fe, Mn und Ca analysiert werden, da sie eine erste Einschätzung über die Bindungsbedingungen im Boden und damit über die Umweltrelevanz der Schwermetalle ermöglichen.

Aufgrund des erhöhten Parameterumfangs im Rahmen dieser Detailuntersuchung und der Kartierung wurden zudem sowohl in den Böden der ehemaligen Galvanik als auch unter den kartierten Extremwerten des gesamten Untersuchungsgebietes lineare Abhängigkeiten zwischen den Elementen Cr und Ni sowie Cu und Ni ermittelt. In den Bodenproben der ehemaligen Galvanik treten zudem Korrelationen zwischen den Elementen Zn und Cr sowie Zn und Ni auf. Eine lokale Überschreitung von Hintergrundwerten der Elemente Cr, Cu und Ni auf dem Werksgelände könnte damit ein Hinweis auf abgelagerte Produktionsabfälle aus der ehemaligen Galvanik sein und lässt erhöhte Zn-Gehalte vermuten. Durch eine Beschränkung der Untersuchungen auf einzelne Elemente sind solche weiterführenden Befunde kaum abzuleiten.

8.2 Untersuchungen zur Bindung und Mobilität der Schwermetalle

Unter Berücksichtigung der Lösungsanteile in den mobileren Fraktionen zeigen die Ergebnisse der sequentiellen Elution, dass die Mobilisierbarkeit der Elemente in der Reihenfolge $Zn > Ni > Cr \geq Cu$ abnimmt. Dabei fallen insbesondere die hohen mittleren mobilen Anteile von 26 % Zn auf. Während in den mobileren Fraktionen Ni noch mit 9 % in Lösung geht, betragen die Anteile der Elemente Cr und Cu in diesen Fraktionen nur noch 3 bzw. 2 %. Aufgrund der starken Heterogenität des Probenmaterials ist der geringe Unterschied in den Lösungsanteilen zwischen den Elementen Cr und Cu jedoch statistisch kaum gesichert, so dass keine Aussage über ein unterschiedliches Mobilitätsverhalten der beiden Elemente getroffen werden kann. Die Mobilitätsfolge $Zn > Ni > Cu$ wird für mineralische Bö-

den (ohne organische Substanz) von HERMS u. BRÜMMER (1980) bestätigt. Eine größere Mobilität des Elementes Cu gegenüber Cr, die FIC (1987) und KEPPLER (1999) feststellten, unterstreichen die Vermutung, dass die hier beobachteten Mobilitätsunterschiede zwischen Cr und Cu zweifelhaft sind.

Der hohe Anteil des Elementes Zn in den mobileren Fraktionen bzw. in den ersten beiden Sequenzen ist insbesondere hinsichtlich des Alters des Schadensfalls (Einstellung der Produktion vor ca. 12 Jahren) bemerkenswert. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommt KEPPLER (1999) in einer Auswertung von Langzeituntersuchungen an Böden im Feld. In Abhängigkeit von der Konzentration lag lediglich Zn über einen längeren Zeitraum in Bindungen von geringerer Stärke vor, während die Elemente Cr, Cu und Ni unter den gleichen Bedingungen verhältnismäßig schnell in stabilere Bindungsformen übergingen.

Ein bedeutender Anteil der Schwermetalle ist an den Mn-Oxiden und -Hydroxiden gebunden, die im dritten Extraktionsschritt gelöst wurden. Die besondere Affinität von Zn gegenüber Mn-Oxiden beschreiben KRAUSKOPF (1955), BRÜMMER et al. (1983), TAYLOR (1989) und KEPPLER (1999) in ihren Arbeiten und wird auch durch die beobachtete Korrelation im Kapitel 7.1 bestätigt. Obwohl KEPPLER Mn-Oxiden bei der Festlegung der Schwermetalle Ni, Cu und Cr keinen bedeutenden Einfluss beimisst, scheinen im Rahmen dieser und anderer Untersuchungen (KRAUSKOPF, 1955; TAYLOR, 1989) Mn-Oxide als Bindungspartner eine größere Rolle zu spielen.

Ein weiterer Teil der Schwermetalle dürfte an amorphen Fe-Oxiden und -Hydroxiden gebunden vorliegen. Der prozentuale Anteil dieses amorphen Fe am Gesamteisen ist zwar gering, die absoluten Gehalte sind dagegen verhältnismäßig hoch (vgl. Tab. 12 u. Anh. 11), so dass amorphe Fe-Hydroxide und -Oxide als Bindungspartner von Bedeutung sein dürften. Die deutliche Mobilisierung von Ni könnte zudem auf die Neigung des Elementes zur Bildung von Ni-Hydroxiden zurückgeführt werden, die in dieser Fraktion ebenfalls in Lösung gehen (ZACHMANN, 2001).

Der größte Anteil an Schwermetallen tritt im vierten Extraktionsschritt auf. Der vergleichsweise hohe Fe-Anteil in dieser Phase lässt auf eine Bindung an kristallinen Fe-Oxiden und -Hydroxiden schließen. Die Bedeutung von Fe-Oxiden-Hydroxiden unterschiedlicher Kristallinität als Bindungspartner für die Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn wird von verschiedenen Autoren beschrieben (KRAUSKOPF, 1955; TAYLOR, 1989; SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1992; SINGH u. GILKES, 1992; KEPPLER, 1999) und wird für das Element Zn zudem durch die beobachtete Korrelation bestätigt (s. Kap. 7.1). Dabei wird die Bindung einzelner Schwermetalle an Fe-Oxiden-Hydroxiden wahrscheinlich durch

einen ähnlich großen bzw. kleineren Ionenradius dieser Elemente begünstigt, aufgrund dessen sie in der Lage sind, in die Kristallstruktur dieser Minerale zu diffundieren.

Die Lösung von Mn im vierten Extraktionsschritt weist gleichermaßen auf weniger mobile Mn-Oxide hin, die für Zn als Bindungspartner von Bedeutung sind. Der Anteil von Al-Hydroxid, der in diesem Schritt mit bis zu 12 % zwar vergleichsweise gering ist, absolut betrachtet aber bedeutende Gehalte aufweist, könnte zusätzlich einen Einfluss auf die Festlegung der Schwermetalle gehabt haben. Als Vorstufe von $(\text{Al,Cr})_2\text{O}_3 \cdot (\text{Fe,Mg})\text{O}$ ist neben dem Fe insbesondere Al für die Festlegung von Cr von Interesse. Eine Neigung zur Bindung an Al-Oxiden wird außerdem bei den Elementen Ni und Zn beobachtet (BRÜMMER et al., 1983; KÖSTER u. MERKEL, 1983; SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1992).

Die Mobilisierung von Ni im fünften Schritt weist trotz vergleichsweise geringer $C_{\text{org.}}$ -Gehalte auf eine Bindung an organische Komplexbildner. Die Neigung sowohl von Ni als auch von Cu zur Bindung an organischen Liganden (TYLOR u. McBRIDE, 1982; HERMS u. BRÜMMER, 1984; KORKISCH, 1989; KEPPLER, 1999) würde jedoch gleichermaßen eine Mobilisierung von Cu erwarten lassen. Dazu beobachtete allerdings auch KEPPLER (1999) an langjährig belasteten Böden geringere, organisch gebundene Cu-Gehalte, die er auf eine allmähliche Fixierung des Cu in kristalline Fe-Oxide zurückführt. Ferner könnten die gegenüber dem Cu deutlich höheren Ni-Gesamtgehalte zu einer Benachteiligung des Cu an den Austauschertplätzen geführt haben. Der insgesamt geringe Lösungsanteil der jeweiligen Elemente in diesem Schritt weist jedoch darauf hin, dass die organische Substanz als Bindungspartner an diesem Standort keine bedeutende Funktion ausübt.

Der Anteil von Cr, Ni und Zn in der stabilen Residualphase dürfte durch Alterungsprozesse verursacht sein, die durch die Neigung der Elemente, über die Zeit aus schwachen in stabilere Bindungszustände überzugehen, begründet werden kann. In Langzeitstudien von McGRATH u. CEGARRA (1992) zeigen insbesondere die Elemente Cr und Ni eine starke Akkumulation in der residualen Fraktion. Die Neigung zum Übergang in stabilere Bindungsformen nimmt in der Reihenfolge $\text{Cr} > \text{Ni} \geq \text{Zn} > \text{Cu}$ ab (KEPPLER, 1999).

Generell bleibt festzuhalten, dass die Schwermetalle wahrscheinlich nahezu ausschließlich an die oxidischen Phasen von Mn, Fe und Al adsorbiert sind. Auf die besondere Bedeutung dieser Phasen als Bindungspartner für Schwermetalle haben gleichermaßen die Autoren JENNE (1968), McKENZIE (1975), McBRIDE u. BLASIAK (1979), WILLIAMS u. McLAREN (1982) und BRÜMMER et al. (1983) hingewiesen. Eine silikatische Bindung, die auf geogene Schwermetallanteile hinweist, ist offenbar von nachgeordneter Bedeutung. Aufgrund dessen bilden die Schwermetalle im Boden der ehemaligen Galvanik

anthropogen eingebrachte Elementassoziationen, die unter oxidischen Bedingungen relativ stabil festgelegt sind. Reduzierende Bedingungen würden dagegen zu einer Lösung der Fe-Mn-Oxide und damit zu einer Freisetzung der gebundenen Schwermetalle führen. Davon unbeeinflusst bliebe das Element Cr, das unter reduzierenden Bedingungen stark fixiert wird.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Beschränkung der Untersuchungen allein auf die Gesamtgehalte der Schwermetalle keine Aussagen über das Gefahrenpotential im Boden erlauben. Erst die Fraktionierung der Gehalte nach Bindungsformen und die quantitative Bestimmung der Anteile in den jeweiligen Phasen geben Auskunft über die Mobilität und die Umweltrelevanz eines Stoffbestandes. Zudem lassen die Ergebnisse Prognosen über das Langzeitverhalten der Stoffe sowohl unter bestehenden als auch bei abweichenden Randbedingungen zu.

8.3 Darstellung der hydrochemischen Bedingungen im Grundwasser

Die gemessenen Leitparameter Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt liegen im Bereich der ehemaligen Galvanik unter Berücksichtigung der Mittelwerte an jedem der drei Termine in wenig auffälligen Messbereichen. Die Parameter Sauerstoffgehalt und Redoxpotential deuten mit Mittelwerten von $\leq 0,8 \text{ mg/l O}_2$ bzw. $\leq 86 \text{ mV E}_H$ jedoch auf verhältnismäßig geringe Sauerstoffgehalte und nur schwachoxidische Bedingungen.

Die ermittelten Messspannweiten der Parameter lassen allerdings erhebliche Milieuunterschiede im Grundwasser erkennen, die in der Tendenz wiederholt an den einzelnen Terminen bestätigt werden. Diese Ergebnisse deuten auf große Differenzen in der Grundwasserbeschaffenheit des beobachteten Bereiches hin, die aber über die Zeit relativ stabil bleiben. An der Darstellung der horizontalen Verteilung der Messwerte kann gezeigt werden, dass Extremwerte für die Leitparameter Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotential nur an wenigen Messstellen gemessen wurden, die im nördlichen Bereich der ehemaligen Galvanik nur vereinzelt vorkommen und im südlichen Teil einen begrenzten Flächenabschnitt markieren.

Die Verteilung der Sauerstoffgehalte im Bereich der ehemaligen Galvanik, die eine schnelle Abnahme zur Tiefe erkennen lässt, weist neben einer Sauerstoffzufuhr von der Oberfläche auf eine starke und schnelle Zehrung zur Tiefe hin.

An den Messergebnissen der Grundwassertemperatur wurde deutlich, dass die Verhältnisse im oberen Bereich des Grundwasserleiters durch die Temperaturen im Hallenbereich stark beeinflusst werden. Für eine Interpretation von hydrochemischen Prozessen sind diese Messwerte möglicherweise nur eingeschränkt geeignet.

Der Anstieg der Leitfähigkeit unmittelbar über der Quartärbasis ist auf mineralische Wasser zurückzuführen, die von Süden dem Untersuchungsgebiet zufließen. Da diese Bedingungen lediglich unmittelbar über der Quartärbasis gemessen wurden, haben sie auf die betrachtete Stoffverlagerung keinen Einfluss.

Die Darstellung von vertikalen Tiefenprofilen am Beispiel des pH-Wertes an ausgewählten Messstellen zeigt, dass offenbar in der horizontalen wie vertikalen Ausdehnung begrenzt temporär stark acide Bedingungen im Grundwasser auftreten. Möglicherweise verursachen alte, stillgelegte Leitungen, aus denen in Abhängigkeit vom Grundwasserstand Restverschmutzungen gelöst werden können, diese pH-Werte. Da diese Bedingungen nur einmalig gemessen wurden, ist eine abschließende Bewertung aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraums und des Datenbestandes nicht möglich. Die Tatsache, dass diese auffälligen pH-Werte nur zu Beginn und zu keinem späteren Zeitpunkt in den Messstellen gemessen wurden, ist möglicherweise auch auf den zu der Zeit laufenden Pumpbetrieb an 3 Grundwassermessstellen in diesem Teil der ehemaligen Galvanik zurückzuführen.

Die Milieubedingungen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik stehen offensichtlich mit der früheren Nutzung des Bereiches in Verbindung. Neben den Anlagen zur Verchromung von Blechen, die über Elektrolyse in Chromsäure- und Schwefelsäurebädern erfolgte, waren in dem Hallenbereich weitere Säurekonzentratbäder sowie Cu-, Ni- und Zn-Bäder untergebracht, die wahrscheinlich Leckagen aufwiesen und zu den Boden- und Grundwasserverunreinigungen führten. Die Standorte der einzelnen Tauchbäder können nicht mehr vollständig rekonstruiert werden, Hinweise auf einstige Standorte von Anlagen geben jedoch die Messungen der Leitparameter. Beispielsweise lassen die Messergebnisse in der Messstelle KB 6, die erhöhte Leitfähigkeiten, pH-Werte im alkalischen Bereich sowie ein stark negatives Redoxpotential anzeigen, den Einsatz von basischen Verbindungen vermuten. Die Färbung des Grundwassers in dieser Messstelle sowie die Ausgasung von H_2S weisen auf mikrobielle Prozesse und möglicherweise auf den Einsatz von organischen Verbindungen.

Die Ergebnisse der tiefen- und zeitabhängigen Messungen der Leitparameter haben gezeigt, dass im Grundwasser der ehemaligen Galvanik sehr differenzierte physikalisch-chemische Bedingungen herrschen, die zum Teil räumlich und zeitlich hoch variabel sein können. Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass beim Durchströmen dieses

Bereiches durch Wechselwirkung mit der Festphase die Stoffzusammensetzung und -konzentration im Grundwasser in Abhängigkeit von den jeweiligen Milieubedingungen beeinflusst wird. Dabei dürften insbesondere die Parameter Redoxpotential und pH-Wert eine steuernde Funktion übernehmen. Um gesicherte Aussagen über die Dynamik eines Systems treffen zu können, müssen in Abhängigkeit von den Randbedingungen möglicherweise längere Beobachtungszeiträume gewählt werden. So wird für den Bereich der ehemaligen Galvanik durch die Auswirkungen seiner früheren Nutzung und die lückenhaften, historischen Daten sowie durch die laufenden, hydraulischen Maßnahmen eine Interpretation der Messergebnisse erschwert. Aufgrund dessen sind erst über weitere verdichtende Messungen gesicherte Aussagen möglich.

8.4 Schwermetallgehalte im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

8.4.1 Lösungskonzentrationen im Grundwasser

Die Messungen der Schwermetallgehalte im Grundwasser über den Zeitraum von 1991 bis 2000 zeigen im Mittel eine deutliche Abreicherung der Konzentrationen von Cr, Cu, Ni und Zn. Diese signifikanten Konzentrationsabnahmen sind allerdings nur für den Zeitraum von 1991 bis 1998 zu beobachten, eine Fortsetzung dieses Trends wird über den anschließenden, kurzen Beobachtungszeitraum von 1998 bis 2000 nicht erkennbar. Dagegen lassen die mittleren Wiederfindungsraten für diesen kurzen Zeitraum eine Abnahme der Zn-Konzentrationen erkennen. Für das Element Ni wird sogar eine Konzentrationszunahme beobachtet.

Die Konzentrationsabnahmen sind primär auf eine stetige Abreicherung der Gehalte durch eine Stoffverlagerung zurückzuführen, die jedoch über kurze Messzeiträume offenbar nur schwer verifizierbar sind. Bemerkenswert ist dabei, dass der Stofftransport zu keinen bedeutenden Konzentrationszunahmen in Grundwassermessstellen im Abstrom der Fläche der ehemaligen Galvanik führt. Diese Beobachtungen lassen darauf schließen, dass die Transportprozesse aufgrund der vergleichsweise geringen Fließgeschwindigkeiten, der Verdünnung durch Dispersion und Diffusion sowie physikalisch-chemischer Prozesse wie Adsorption und Fällung verzögert ablaufen. Bedeutende Konzentrationschwankungen an einzelnen Messstellen, wie sie am Beispiel von KB 7 über den Beobachtungszeitraum von 1998 bis 2000 verdeutlicht werden (s. Kap. 7.4.1), sind auf thermodynamische Prozesse zurückzuführen, die im Kapitel 7.5 ausführlich dargestellt sind.

Die vergleichsweise hohen, maximalen Lösungskonzentrationen, die jeweils in den gleichen Grundwassermessstellen sowohl zum Zeitpunkt der Ersterkundung 1991 als auch während des Beobachtungszeitraums von 1998 bis 2000 für die Elemente Ni und Cu beobachtet wurden, weisen auf weiterhin lokal hohe Schadstoffeinträge hin. Dabei ist es wahrscheinlich, dass die Schwermetalle aus unmittelbar angrenzenden und/oder von Stoffquellen im Anstrom stammen.

Die Konstanz in den Lösungskonzentrationen weist auf Schwermetallmineralisationen als Schadstoffquelle, die mit dem durchströmenden Grundwasser im Lösungsgleichgewicht stehen und für ein anhaltend, hohes Konzentrationsniveau einzelner Lösungsinhalte sorgen. Dieser Prozess wird unter anderem durch die geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten begünstigt. Erst nach quantitativer Auflösung dieser Mineralisationen können die Gehalte im Grundwasser abnehmen. Weitere Stoffquellen dürften im Kapillarsaum der Grundwasserwechselzone vermutet werden, aus denen in Abhängigkeit vom Grundwasserstand eine Mobilisierung erfolgen kann. Es kann zudem nicht ausgeschlossen werden, dass tiefgegründete Fundamente in diesem alten Hallenkomplex als Barriere wirken und eine messbare Mobilisierung der gelösten Schwermetalle verhindern.

Generell führen Konzentrationsänderungen durch Stoffverlagerungen oder veränderte Milieubedingungen zu einer Verschiebung des Lösungsgleichgewichtes, so dass Adsorptions-, Desorptions- und Fällungsprozesse die Lösungskonzentrationen laufend beeinflussen. Die erheblichen lokalen Unterschiede in den Milieubedingungen, insbesondere der Parameter pH-Wert und Redoxpotential lassen eine spezifische Dynamik im System vermuten. In Abhängigkeit von der Reaktivität sind die Schwermetalle in unterschiedlichem Maße in laufende Prozesse eingebunden, was unter anderem an der horizontalen Verteilung der einzelnen Elemente deutlich wird. So bleibt eine bedeutende Verlagerung der Elemente Cr und Cu auf den Bereich der ehemaligen Galvanik beschränkt, während bei den Elementen Ni und Zn eine flächige Ausbreitung über die Grenzen dieses Bereiches hinaus zu beobachten ist. Die maximalen Lösungsgehalte sind allerdings im Bereich der ehemaligen Galvanik konzentriert.

Für das Element Cr, das im Grundwasser überwiegend in Form von Cr(VI) gemessen wurde, dürfte die Kinetik der Cr(VI)-Reduktion einen raschen Übergang in einen stabilen Bindungszustand als Cr(III) ermöglichen, der insbesondere bei Anwesenheit von Elektronen-Donatoren beschleunigt abläuft und zu einer Immobilisierung führt (BARTLETT u. KIMBLE, 1976b; KIM et. al., 2002). Die Bedingungen für eine Fällung von Cr(VI) unter Anwesenheit von Al sind bei den gemessenen pH-Werten ebenfalls erfüllt (BARTLETT u. KIMBLE, 1976b). Ab einem pH-Wert <4, der temporär im Grundwasser auftrat, ist jedoch

mit einer erneuten Lösung von Cr(III) zu rechnen. Eine Mobilisierung ist ebenfalls bei Anwesenheit von Mn (II) möglich, das als Elektronen-Akzeptor wirkt und zur Oxidation von Cr(III) führen kann (BARTLETT u. KIMBLE, 1976a; BARTLETT u. JAMES, 1979). Die geringen Anteile des Cr(III) im Grundwasser von unter 10 % am Gesamtgehalt lassen allerdings insgesamt auf eine geringe Löslichkeit dieser Modifikation schließen.

Verschiedene Untersuchungen zeigen außerdem (BARTLETT u. KIMBLE, 1976; CARY et al. 1977; GROVE u. ELLIS, 1980), dass gelöstes Cr im Boden verhältnismäßig schnell und in einem weiten pH-Bereich in die Modifikation Cr(III) umgewandelt wird und damit zunächst überwiegend in wasserunlöslicher, relativ immobiler Form vorliegt. Ausnahmen bilden frisch gefällte, amorphe Cr(III)-Hydroxide, die noch sehr gut löslich sind. Allerdings muss bei Betrachtung der Mobilität von Cr neben der Valenz das Redoxpotential im Grundwasser berücksichtigt werden. So weisen Chromationen im oxidischen Milieu eine hohe Mobilität auf.

Cu ist hinsichtlich seines Lösungsverhaltens zwischen dem Element Cr und den Elementen Ni und Zn einzuordnen. Wie das Element Cr neigt auch Cu zum Valenzwechsel und ist dadurch vergleichsweise reaktiv. Zudem dürften, trotz eines hohen Quarzanteils, Adsorptionsprozesse (z.B. an Fe-Oxide) den Stofftransport insbesondere der Elemente Cu und Cr verzögern. In Konkurrenz um die Austauschplätze in der Bodenmatrix erfolgt die Selektivität beispielsweise eher zugunsten von Cr und Cu als zugunsten von Zn (FIC, 1987).

Die Elemente Ni und Zn sind dagegen chemisch inaktiver und weisen damit eine höhere Mobilität auf. Neben der Adsorption werden die Lösungskonzentrationen wahrscheinlich bevorzugt durch oxidische und hydroxidische Fällung bestimmt. Diese Annahme wird wenigstens für das Element Ni durch die Ergebnisse der thermodynamischen Berechnungen bestätigt (s. Kap. 7.5).

Neben der oxidischen Fällung dürfte die Lösungskonzentration im Grundwasser zusätzlich durch Karbonatbildung gesteuert werden. Während Karbonate in der ungesättigten Zone aufgrund des geringen Karbonatangebotes ohne Bedeutung sind (vgl. Kap. 8.2), lassen Gehalte von 170 mg/l Hydrogenkarbonat im Grundwasserzustrom (s. Tab. 18) die Bildung von Karbonaten vermuten. Die pH-Werte im neutralen Bereich erfüllen ebenfalls die Bedingungen für eine karbonatische Fällung. Unter Berücksichtigung der gemessenen Lösungskonzentrationen und eines entsprechenden Angebotes an Hydrogenkarbonat bzw. Karbonat ist aufgrund der Ergebnisse der thermodynamischen Berechnungen eine karbonatische Fällung wahrscheinlich.

In Bezug auf die Historie deuten die punktuell hohen Schwermetallgehalte auf Standorte früherer Anlagen der ehemaligen Galvanik hin, an denen mit schwermetallhaltigen Flüssigkeiten gearbeitet wurde. Ein Stoffeintrag über defekte Leitungen ist ebenso wahrscheinlich. Aufgrund der lückenhaften Datenlage ist eine detaillierte Überprüfung dieser Zusammenhänge nicht möglich.

Die tiefenabhängige Verteilung der Schwermetalle im Grundwasser, die an zwei Grundwassermessstellen veranschaulicht wurde (s. Kap. 7.4.1, Abb. 6 u. 7), zeigt lediglich für die Elemente Ni und Zn einen nennenswerten vertikalen Stofftransport. Während Ni noch in größeren Tiefen ein relativ konstantes Konzentrationsprofil zeigt, ist für Zn in größerer Tiefe eine Abnahme der Konzentrationen zu beobachten. Die voneinander abweichenden Konzentrationsprofile der beiden Elemente können darauf zurückgeführt werden, dass Zn in geringerem Maße als Ni zur Festlegung neigt und daher schneller transportiert und damit abgereichert wird. Die Lösungen bleiben dagegen im Gleichgewicht mit Ni-Präzipitaten, die offensichtlich lokal über die gesamte Tiefe des Aquifers verteilt sind.

Obwohl Cr in einer Tiefe von 37 m u. WSP einmalig mit 0,8 mg/l analysiert wurde, erfolgt der vertikale Transport und die Verteilung der Elemente Cr und Cu deutlich abgeschwächt. Das ungleiche Verteilungsmuster von Cr, Cu, Ni und Zn ist wiederum auf die unterschiedliche Reaktivität der Elemente zurückzuführen. Während Cr und Cu aufgrund von Fällung, Mineralisation und/oder Adsorption stärker an die Festphase gebunden werden, sind die Auswirkungen dieser Prozesse auf Ni und Zn geringer, so dass diese Elemente weiter verlagert werden können.

Im Allgemeinen ist an den drei tieferen Messstellen ab einer Tiefe von ca. 10 bis 15 m u. GOK (entspricht ~8 bis 13 m u. WSP) eine Abnahme der Konzentrationen für alle Schwermetalle zu beobachten. Dieses Ergebnis könnte durch den geologischen Schichtenaufbau mit verursacht sein, der im oberen Bereich bis ~10 m u. GOK mit feinsandigen Mittelsanden insgesamt feinkörnigere Strukturen aufweist als im anschließenden Liegenden mit einem höheren Anteil an Mittel- und Grobsanden. Aufgrund dieser Korngrößenverteilung ist im oberen Bereich des Grundwasserleiters mit höheren Adsorptionskapazitäten und geringeren Durchlässigkeiten zu rechnen, wodurch eine Anreicherung von Schwermetallen als Festkörperphasen begünstigt wird.

Die Ergebnisse über die Verteilung der Schwermetalle im Grundwasser zeigen, dass neben Kenntnissen über die Stoffgehalte sowie die physikalisch-chemischen Bedingungen außerdem Angaben über das geologische Ausgangsmaterial, den Schichtaufbau und die jeweilige Korngrößenverteilung zur Einschätzung der Verteilung der Schwermetall-Festkörperphasen von Bedeutung sind. In Abhängigkeit vom Substrat und der Korngrö-

ßenzusammensetzung neigen einzelne Horizonte mit einem höheren Feinkornanteil stärker zur Stoffanreicherung als angrenzende Schichten. Geringere Durchlässigkeiten und/oder Fließgeschwindigkeiten führen dann aufgrund von längeren Verweilzeiten zu höheren Lösungskonzentrationen im Grundwasser.

8.4.2 Berechnung von Korrelationen zwischen den im Grundwasser gelösten Elementen

In den Kapiteln 5 und 6 wurde bereits auf die Bedeutung von Elementvergesellschaftungen zur Beurteilung von Stoffbelastungen hingewiesen. Im Folgenden sollen die Anwendung und die Bedeutung von Korrelationsberechnungen anhand der Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen in der ehemaligen Galvanik diskutiert werden.

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zeigen bei den Elementen Ni und Zn zum Teil ähnliche Abhängigkeiten. Beide Elemente sind positiv mit dem Element Mn korreliert und bestätigen damit Beobachtungen aus der sequentiellen Elution, nach der beide Elemente mit Mn assoziiert sind und eine Neigung zur Bindung an Mn-Oxide und -Hydroxide aufweisen (vgl. Kap. 7.2). Zudem zeigen die Konzentrationen der Elemente Zn und Mn eine negative Abhängigkeit zum pH-Wert, die für das Element Zn auch von anderen Autoren bestätigt wird (HERMS u. BRÜMMER, 1984; SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1992; KEPLER, 1999) und die auf ein ähnliches Lösungsverhalten der beiden Elemente schließen lässt. Aufgrund des vergleichsweise hohen Löslichkeits- bzw. Aktivitätsproduktes der Mn-Oxide und der hohen Sensitivität gegenüber Milieuänderungen liegen an diese Oxide gebundene Elemente parallel gelöst im Grundwasser vor. Dieses Verhalten wurde von LANGMUIR (1997) sowie STUMM u. MORGAN (1996) über thermodynamische Untersuchungen nachgewiesen.

Die Korrelation von Ni zum Al weist ebenfalls auf ein ähnliches Lösungsverhalten hin und deutet auf eine Assoziation dieser beiden Elemente in der Festphase. Obwohl nach den Ergebnissen der sequentiellen Elution (Kap. 7.2) der prozentuale Anteil an reduzierbaren Al-Oxiden im Boden vergleichsweise gering ist, weisen, wie bereits im Kapitel 8.2 diskutiert, die absoluten Gehalte auf eine Bedeutung dieser Speziation als Bindungspartner hin.

Die häufige Korrelation der Elemente Cu und Ni mit der Verbindung SO_4 lässt vermuten, dass die beiden Elemente als Sulfate in den Untergrund gelangten. Als Produktionsmittel in der ehemaligen Galvanik ist wenigstens die Verbindung NiSO_4 bekannt. Aufgrund der

hohen Löslichkeit der Sulfate des Ni (DVWK, 1998) liegt das Salz in dissoziierter Form im Grundwasser vor. Die positiven, linearen Beziehungen zwischen der Leitfähigkeit einerseits und den Elementen Cu, Ni bzw. SO_4 andererseits unterstreichen einen Zusammenhang zwischen den Parametern und weisen zudem auf den Einsatz von CuSO_4 beim Prozess des Galvanisierens hin.

Die wiederholt untereinander beobachteten, linearen Abhängigkeiten der Elemente Cu und Ni sowie Ni und Zn lassen auf eine enge Verbindung dieser Elemente in Bezug auf ihre Einsatzorte schließen. Diese Vermutung wird durch entsprechende Korrelationen der Elemente im Boden der ehemaligen Galvanik bestätigt (vgl. Kap. 7.1).

Das Element Fe weist zu keinem Element einen linearen Zusammenhang auf, obwohl es in oxidisch-hydroxidischer Form den Schwermetallen Cr, Cu, Ni und Zn als Bindungspartner dient. Dieses Ergebnis wird möglicherweise durch die Existenz stabilerer Fe-Mineralisationen wie beispielsweise Fe-Oxide (bevorzugt Hämatit) hervorgerufen, die unter den im Grundwasserleiter herrschenden Bedingungen beständig sind und deren Anteil an den Austauschprozessen gering ist.

Das Auftreten zweier Cluster von Werten in einem Probenumfang, die unterschiedliche Korrelationen zeigen und im Streudiagramm am Beispiel von Cu und dem Redoxpotential vorgestellt wurden (s. Kap. 7.4.2, Abb. 8), können in diesem Fall eindeutig entweder oxidierenden oder reduzierenden Verhältnissen im Grundwasser zugeordnet werden. Dabei lassen die Streudiagramme erkennen, dass die Cu-Gehalte, die unter oxidierenden Bedingungen gemessen wurden, mit steigendem Redoxpotential ansteigen, während Cu unter reduzierenden Verhältnissen sowohl bei sinkendem als auch bei steigendem Redoxpotential stärker in Lösung gehen kann.

Bemerkenswert ist, dass in einigen Grundwassermessstellen wiederholt positive Korrelationen zwischen dem Redoxpotential und den Gehalten des Elementes Cu sowie denen des Elementes Mn beobachtet werden, obwohl normalerweise ein umgekehrtes Verhalten erwartet wird (d.h. hohe Cu- u. Mn-Gehalte bei niedrigem Redoxpotential) (LANGMUIR, 1997; STUMM u. MORGAN, 1996).

Das Element Ca scheint aufgrund der negativen Korrelation zum pH-Wert als Puffer im System zu wirken, was auf die Anwesenheit von Ca-Karbonaten weist. Die positive lineare Beziehung von Ca zum SO_4 deutet gleichermaßen auf diese Funktion hin. Die Assoziation von Ca und SO_4 könnte auch durch Lösung von sulfatischen Schwermetallverbindungen verursacht sein wie beispielsweise NiSO_4 .

Über die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen wird deutlich, dass Elementassoziationen, wie sie unter anderem im Boden über die sequentielle Elution beobachtet werden, zum Teil im Grundwasser gelöst auftreten. Damit liefert diese Betrachtung Erkenntnisse über die tatsächliche Mobilität der Elemente. Im vorliegenden Fall lassen die beobachteten Korrelationen zwischen den Elementen Mn, Ni und Zn vermuten, dass die an Mn-Oxiden gebundenen Ni- und Zn-Anteile eine größere Mobilität aufweisen, als die Ergebnisse der sequentiellen Elution zunächst erkennen lassen.

8.5 Geo- und hydrochemische Berechnungen

8.5.1 Berechnungen zur Mineralisation der Schwermetalle

Die geochemischen Berechnungen mit den Programmen WATEQ4F und PHREEQC haben gezeigt, dass die Mineralisationsprozesse im Grundwasser der ehemaligen Galvanik einerseits durch die Milieuparameter pH-Wert und Redoxpotential gesteuert werden sowie andererseits von den Lösungskonzentrationen und der Ionenkonkurrenz abhängen. Abhängigkeiten vom pH-Wert zeigen insbesondere die Al-, Ni- und Zn-Hydroxide und -Oxide sowie die karbonatischen Ca-, Fe-, Mg- und Mn-Mineralisationen. Die Mineralisationen der Übergangselemente Cr, Cu und Fe werden dagegen sowohl durch den pH-Wert als auch durch das Redoxpotential beeinflusst.

Von den am Standort bedeutenden Schwermetallen Cr, Cu, Ni und Zn sind die Voraussetzungen für eine Mineralisation in der Regel für die Elemente Cr und Cu sowie an einer Lokalität für das Element Ni erfüllt. Die Betrachtung der Cr-Mineralisation in Abhängigkeit vom Redoxpotential zeigt, dass die Redoxbedingungen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik eine Mineralisation von Cr erwarten lassen. Aufgrund der überwiegend oxischen Verhältnisse im Grundwasserleiter sowie der pH-Werte im schwach sauren Bereich steht dem Gleichgewichtsprozess in der flüssigen Phase überwiegend Cr(VI) gegenüber. Dieses bestätigen die Analysenergebnisse der Modifikationen Cr(III) und Cr(IV), wonach Cr(III) in Anteilen von weniger als 10 % am Gesamtgehalt im Grundwasser gelöst vorliegt und lediglich unter stark basischen Bedingungen ausschließlich 3-wertiges Cr gemessen wird.

Berechnungen mit erhöhten Lösungskonzentrationen von 320 mg/l Cr(VI), die temporär in der Grundwassermessstelle KB 7 gemessen wurden, zeigen, dass Lösungskonzentrationen in dieser Größenordnung bei einem bestehenden pH-Wert von 5,1 ein Redoxpotential

von ~720 mV voraussetzen, das deutlich über dem gemessenen Potential von 260 mV liegt. Die stark oxidierenden Bedingungen liegen bereits nahe an der Stabilitätsgrenze des Wassers und lassen metastabile Zustände im Grundwasser vermuten. Der kurze Beobachtungszeitraum von 14 Tagen, während dem diese Lösungskonzentrationen gemessen wurden, unterstreicht ebenfalls die Annahme von instabilen Gleichgewichtszuständen, die wahrscheinlich langfristig zu einer Mineralisation des gelösten Cr führen. Ferner bestätigen die thermodynamischen Berechnungen, dass nur bei hohem Redoxpotential bedeutende Cr-Konzentrationen in Form von Cr(VI) im Grundwasser gelöst werden. Sinkt das Redoxpotential, so erfolgt durch Valenzwechsel ein Übergang in die 3-wertige Modifikation und die Lösungskonzentration wird durch die Mineralisation von $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{c})$ kontrolliert.

Die Modellierungen der Cr-Speziationen in Abhängigkeit vom pH-Wert weisen darauf hin, dass bei pH-Werten im schwach sauren bis sauren Bereich (bis pH 2,4) die Sättigungsgrenzen der Cr-Hydroxide und -Oxide unterschritten werden und Cr dann vollständig in 3-wertiger Form gelöst vorliegt. Im Grundwasser der ehemaligen Galvanik treten diese Bedingungen offenbar nur temporär und sehr lokal auf.

Im Allgemeinen wird die Lösungskonzentration der Elemente jeweils von der Mineralisation mit der höchsten Löslichkeit kontrolliert. Wird die Sättigung dieser Mineralisation erreicht, so bleibt unter identischen Bedingungen die Konzentration stabil. Beim Übergang von metastabilen Zuständen in stabile Mineralisationen ist mit einem Rückgang der Lösungskonzentrationen zu rechnen, wobei die Konzentrationen erst im Laufe der Zeit durch „Alterung“ der Präzipitate abnehmen. Die Einstellung solcher kurzzeitig beobachteten Lösungsgleichgewichte wird wahrscheinlich unter anderem durch die geringen Fließgeschwindigkeiten am Standort und die dadurch bedingten längeren Verweilzeiten des Grundwassers begünstigt.

Die Berechnungen von Cu-Mineralisationen auf der Grundlage von gemessenen Lösungskonzentrationen haben gezeigt, dass selbst bei geringen Konzentrationen und wenig Ionenkonkurrenz die Bedingungen für Mineralisationsprozesse erfüllt sind. Aufgrund der Eigenschaft des Cu zum Valenzwechsel werden die Mineralisationen insbesondere über das Redoxpotential gesteuert, so dass sowohl unter reduzierenden als auch unter oxidierenden Bedingungen die jeweils prädestinierten Cu-Speziationen gebildet werden. Dieses Verhalten erklärt zum Teil die im vorangegangenen Kapitel diskutierten Korrelationen zwischen den Cu-Konzentrationen und dem Redoxpotential bei unterschiedlichen Redoxbedingungen.

Die Voraussetzungen für eine Mineralisation von Ni sind lokal und nur unter alkalischen Bedingungen erfüllt. Im Anstrom gemessene Gehalte von 210 mg/l Hydrogenkarbonat dürften bei pH-Werten über dem Neutralpunkt ebenfalls eine Mineralisation begünstigen. Gleiches ist in Böden mit Anteilen von Kalk oder Bauschutt bei ausreichenden Ni-Gehalten zu erwarten.

Die berechneten Sättigungsindizes des Zn-Hydroxids nahe der Sättigungsgrenze lassen generell eine Mineralisation des Elementes Zn vermuten. Allerdings dürfte der Einfluss der Mineralisation auf die Lösungskonzentration von Zn im Grundwasser insgesamt gering sein.

Die zum Teil erheblichen Differenzen zwischen dem gemessenen und dem berechneten Redoxpotential am Beispiel des Elementes Cr dürften auf Messprobleme im Feld zurückzuführen sein. Mögliche Fehlerquellen könnten zum einen durch den begrenzten Messbereich der Sonde bis 220 mV verursacht sein, der in einigen Messstellen deutlich überschritten wurde. Zum anderen kann nicht ausgeschlossen werden, dass im Laufe der Messungen, trotz regelmäßiger Überprüfung der Elektrode vor Ort, die Oberfläche der Sonde durch Reaktionen mit den Inhaltsstoffen im Grundwasser verunreinigte.

Grundsätzlich sind Messungen des Redoxpotentials im Feld mit Unsicherheiten behaftet und die Ergebnisse eher als Relativmessungen zu bewerten. Mögliche Störungen bei Messungen des Redoxpotentials im Feld sind beispielsweise in den DIN-Vorschriften (DIN 38404-6, 1984) ausgeführt.

8.5.2 Betrachtung von Mischungsrechnungen

Die Untersuchungen eines möglichen, oberflächennahen Zustroms von Fremdwasser über Mischungsrechnungen zeigt, dass bei einer Vermischung von standorttypischem Grundwasser mit reinem Wasser im Verhältnis von 1:1 die gemessenen Lösungskonzentrationen bestimmter Inhaltsstoffe zufriedenstellend reproduziert werden können. Eine Durchmischung mit Grundwasser, entsprechend der Inhaltsstoffe im Zustrom, führte dagegen zu keinem zufriedenstellenden Ergebnis.

Bei einer Mischung mit reinem Wasser weisen die Verbindung SO_4 sowie die Elemente Mg, K und Na eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen auf. Größere Abweichungen treten bei den Elementen Cr und Ca auf, wo die berechneten Konzentrationen über den Messwerten liegen, sowie bei den Elementen

Ni und Cu, deren gemessene Konzentrationen in den Mischungsrechnungen unterschätzt werden.

Eine Beeinflussung der Lösungskonzentrationen durch Mineralisationsprozesse kann für das Element Ca zunächst ausgeschlossen werden, da die betrachteten Ca-Speziationen unter den Milieubedingungen nicht zur Mineralisation gelangen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass wegen der speziellen Einsatzstoffe in der Galvanik Ca-Mineralisationen ausgebildet werden, die in den thermodynamischen Modellen nicht beschrieben sind.

Der Sättigungsindex des Cr-Minerals $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{c})$ wird in der gemessenen Referenzprobe über der Sättigungsgrenze berechnet, so dass die geringen Cr-Konzentrationen in diesem Mischwasser durch Mineralisationen verursacht sein können.

Die Konzentrationen der Elemente Ni und Cu bleiben im Mischhorizont nahezu unbeeinflusst. Um diese Situation nach der Durchmischung aufrecht zu erhalten, muss eine Lösung aus der Festphase erfolgt sein. Die vergleichsweise hohen Ni-Konzentrationen nach der Mischung mit reinem Wasser könnten möglicherweise durch den im Mischhorizont gemessenen kleineren pH-Wert und eine dadurch bedingte Lösung von Ni-Speziationen hervorgerufen sein. Allerdings werden die Sättigungsindizes für alle Lösungen unterhalb der Sättigungsgrenze berechnet, so dass möglicherweise auch Desorptionsprozesse das Lösungsgleichgewicht mit beeinflusst haben.

Die Bedingungen für eine Mineralisation von Cu sind offenbar in allen Lösungen erfüllt, so dass die vergleichsweise hohen Cu-Konzentrationen in der Mischungslösung nicht durch Lösungsprozesse, sondern durch Gleichgewichtsprozesse verursacht scheinen.

Die Ursache für die geringeren Konzentrationen in oberflächennahen Bereichen einiger Grundwassermessstellen ist nach den Berechnungen offensichtlich auf den Zutritt von unbelastetem Fremdwasser zurückzuführen, das wahrscheinlich über schadhafte Stellen in der Regenwasserkanalisation ins Grundwasser gelangte.

8.5.3 Modellierung des Adsorptionsverhaltens der Schwermetalle

Grundsätzlich werden die Lösungskonzentrationen neben der Mineralisation durch weitere Prozesse wie Adsorption/Desorption und Fällung/Lösung gesteuert. Aufgrund dieser Tatsache erfolgten ergänzende Untersuchungen mit einem Ionen-Austausch-Modell. Die Berechnungen mit dem Modell ergaben für den betrachteten oberen Bereich des Grundwasserleiters Adsorptionskapazitäten von maximal 0,001 mol, die auf einen geringen Einfluss der Adsorption auf das Lösungsverhalten der Elemente schließen lässt. Vergleichende Berechnungen mit Lösungskonzentrationen der Messstelle B 5, die keine Wirkungen von Adsorption erkennen ließen, sind wegen der geringen Differenzen zwischen der Start- und Endkonzentration wenig gesichert.

Die geringe Sorptionskapazität des Bodens ist auf den hohen Anteil an Quarzsand und den geringen Anteil an Tonmineralen (<1 Gew.-%) zurückzuführen. Für eine Adsorption oder Fällung – der Modellansatz ermöglicht hier keine genaue Unterscheidung – dürften primär Fe-Oxide oder -Hydroxide von Bedeutung sein.

Obwohl die mittleren Gesamtgehalte von Fe im Boden mit ~6.300 mg/kg verhältnismäßig gering sind, ergeben die Ergebnisse der sequentiellen Elution, dass amorphe bzw. schlecht kristalline Fe-Oxide und -Hydroxide für die Elemente Cr, Cu, Ni und Zn als Bindungspartner von Bedeutung sind (vgl. Kap. 7.2 u. 8.2). Zudem zeigt der Nachweis von gelöstem Fe in den Messstellen, die für diese Berechnungen herangezogen wurden, dass Fe als Reaktionspartner im Grundwasser zur Verfügung steht. Die geringen Konzentrationen von 0 bis 0,22 mmol/l, die in der beobachteten Tiefe und über die Zeit stark schwanken, bestätigen außerdem die Vermutung, dass das Element an laufenden Prozessen beteiligt ist. Selbst bei geringen Gesamtkonzentrationen kann die Anwesenheit von Fe insbesondere die Mineralisation von Ni und Cr stabilisieren. Untersuchungen von CARY et al. (1977) bestätigen, dass nach einer Fällung von Cr das Fällungsprodukt Eigenschaften eines Gemisches von Cr(III) und Fe(III) aufweist, was beispielsweise die Neigung des Elementes Fe an Cr zu binden, unterstreicht. Zur Beschreibung dieser Prozesse sind zuverlässige thermodynamische Daten jedoch nur schwer zu erhalten.

Grundsätzlich ist die Datenbasis für thermodynamische Berechnungen bei relativ vielen Verbindungen der Elemente Cr und Ni wenig gesichert, so dass erhebliche Abweichungen zwischen modellierten und beobachteten Ergebnissen möglich sind.

Von den untersuchten Schwermetallen weist das Element Zn die stärkste Neigung zur Sorption auf. Untersuchungen zur Bindungsstärke der Elemente zeigen, dass im Boden gebundenes Zn in einem verhältnismäßig hohen Anteil in der mobileren Fraktion vorliegt

(vgl. Kap. 7.2). Möglicherweise ist Zn stärker als alle anderen Elemente in einen fließenden Prozess von Lösungs- und Bindungszuständen von jeweils geringer Stabilität eingebunden.

Die geo- und hydrochemischen Berechnungen geben wichtige Hinweise auf die Bedeutung von Mineralisations-, Adsorptions-/Desorptions-, Fällungs- und Lösungsprozesse im Grundwasser. Sie vermitteln ein Verständnis über die beteiligten Prozesse und deren Intensität. Ferner können über diese Methode wechselnde Randbedingungen und deren Auswirkungen auf das Lösungsgleichgewicht betrachtet werden. Die Ergebnisse geben außerdem erste Hinweise auf die Bedeutung von Stofftransportprozessen an einem Standort.

8.6 Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Betrachtung des Stofftransportes

Die Verzögerung des Stofftransportes konnte mit Hilfe eines analytischen Lösungsansatzes auf der Grundlage von gemessenen Konzentrationen über berechnete Durchbruchkurven modelliert werden. Die Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Konzentrationen der Elemente Ni, Zn und Cr lässt erkennen, dass die Elemente Ni und Zn in nahezu gleicher Geschwindigkeit transportiert werden, während das Element Cr einer stärkeren Retardation unterliegt. Die berechneten kleineren Retardationsfaktoren für die Elemente Ni und Zn von $R_{Ni}=1,5(1,4)$ und $R_{Zn}=1,4$ sind auf die schwache Neigung der Elemente zur Mineralisation, Fällung und Adsorption zurückzuführen. Für das Element Cr wird wegen der hohen Reaktivität, auf die bereits in den vorangegangenen Kapiteln (u.a. Kap. 8.4.1 u. 8.5.1) eingegangen wurde, ein entsprechend größerer Retardationsfaktor von $R_{Cr}=2,2$ berechnet.

TAYLOR (1989) berechnete auf der Grundlage von Säulenversuchen mit Sand für Zn einen vergleichbaren Retardationsfaktor von 1,2. Die Versuche ergaben weiterhin, dass der Stofftransport mit steigender Ionenkonkurrenz beschleunigt abläuft. Für das Element Cr konnte unter den Versuchsbedingungen wegen der starken Verzögerung kein Retardationsfaktor ermittelt werden. Dieses Ergebnis bestätigt die starke Wechselwirkung des Elementes mit der Umgebung in Abhängigkeit von den Milieubedingungen.

Im Grundwasser der ehemaligen Galvanik dominiert das 6-wertige Cr, während der Anteil von Cr(III) gering ist. Aufgrund dieser Bedingungen dürfte Cr zunächst in Form von CrO_4^{2-} mobil sein. Bei Abnahme der oxischen Bedingungen ist ein Übergang in die 3-wertige

Form zu erwarten, wobei Cr dann als Hydroxokomplex (CrOH^{2+} , Cr(OH)_2^+) noch vergleichsweise mobil sein kann. Die Neigung des Elementes Cr zum Valenzwechsel und die unterschiedliche Mobilität der jeweiligen Speziationen erschweren somit grundsätzlich die Berechnung eines repräsentativen Verzögerungsfaktors und die Betrachtung von Transportprozessen. In der Grundwassermessstelle KB 6, die unter anderem für die Berechnung der Retardationsfaktoren herangezogen wurde, ist aufgrund des stark negativen Redoxpotentials ausschließlich Cr(III) analysiert worden, das offenbar unter diesen Bedingungen noch vergleichsweise mobil ist. Die eher lokal beobachteten höheren Lösungskonzentrationen des Cr in Form von Cr(VI) und die unterschiedlichen Redoxbedingungen lassen allerdings auf wechselnde Transportbedingungen im Grundwasser schließen.

Die Überprüfung der berechneten Retardationsfaktoren an Messwerten einer zweiten Messstelle (B 11) führt zu dem Ergebnis, dass das Element Ni unter Umständen stärker verzögert wird als das Element Zn. Eine stärkere Bindung von Ni im Boden im Vergleich zum Zn wird ebenfalls durch die Ergebnisse der sequentiellen Elution (vgl. Kap. 7.2 u. 8.2) und von anderen Autoren (HERMS u. BRÜMMER, 1980) bestätigt. Die unterschiedlichen Retardationsfaktoren des Elementes Ni sind möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Grundwassermessstelle B 11 durch ihre Randlage weiter von der Eintragsquelle entfernt liegt als die Messstelle KB 6 und erst durch die längere Fließstrecke die stärkere Stoffverzögerung zum Ausdruck kommt. Unter der Voraussetzung einer identischen Quelle muss somit bei einer unterschiedlichen Mobilität der beiden Elemente ein langsames Auftrennung der Schadstofffahnen erfolgen. Dieser Prozess wird durch kleinräumige Heterogenitäten, wie beispielsweise eine lokal, stärkere Präsenz von Fe- und Manganoxiden, die eine spezifische Adsorption bzw. auch Fällung eines Elementes zur Folge haben, gefördert (HEM, 1985/1986).

Die verhältnismäßig schnelle Detektion einer Konzentrationszunahme von Schwermetallen im Grundwasser der Messstellen KB 6 und B 11 nach Inbetriebnahme des Testfeldes schließt aufgrund der ansonsten geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten eine Mobilisierung aus dem Bereich des Testfeldes aus. Die berechneten Entfernungen der Eintragsquellen von den Messstellen stellen insofern ungefähre Abmessungen dar, da der Zeitpunkt des Schadstoffeintritts ins Grundwasser unbekannt ist und die berechneten Entfernungen in diesem Fall vom Beobachtungszeitraum abhängen.

Die Anwendung eines analytischen Lösungsansatzes zur Berechnung von Retardationsfaktoren ist somit auch bei nicht eindeutig lokalisierter Schadensquelle möglich. Aufgrund der Gefahr einer Mehrdeutigkeit in der Lösung sollten unter diesen Bedingungen jedoch

vergleichende Berechnungen mit weiteren Stoffen oder an anderen Messstellen erfolgen. Die Methode setzt immer die Detektion einer Durchbruchskurve voraus, was in der Regel einen höheren Beprobungsaufwand fordert. Allerdings werden durch die Berechnung von stoffspezifischen Parametern auf der Grundlage von Felddaten nahezu reale Transportprozesse im Aquifer nachgebildet, die eine sichere Grundlage für Langzeitprognosen bieten.

8.7 Berechnung des Stofftransportes mit einem Grundwasserströmungs- und Transportmodell

Mit dem Grundwasserströmungs- und Transportmodell FEFLOW wurde die Strömungssituation im Bereich der ehemaligen Galvanik untersucht und auf der Grundlage ermittelter Retardationsfaktoren Berechnungen zum Stofftransport durchgeführt. Anhand der Ergebnisse sollte überprüft werden, ob mittels der berechneten spezifischen Transportparameter die beobachtete Stoffverlagerung simuliert werden kann.

Die Berechnungen der Fließgeschwindigkeiten zeigen, dass im Bereich der ehemaligen Galvanik aufgrund des geringen hydraulischen Gefälles von weniger als 1 ‰ im Allgemeinen langwierige Strömungs- und Transportprozesse vorherrschen. Selbst das Anlegen eines künstlichen Gefälles durch Bewässerung innerhalb eines Testfeldes führt durch den Betrieb des Abfangbrunnens im Anstrom zu keiner bedeutenden Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten im Abstrom, so dass bei einem Stofftransport ohne Retardation die Partikel vom nördlichen Rand des Testfeldes zur ca. 10 m entfernten Messstelle KB 6 mehr als 150 Tage benötigen.

Dieses Ergebnis bestätigt die bereits im vorangegangenen Kapitel 8.6 diskutierten Beobachtungen, dass die dort gemessenen Konzentrationsentwicklungen nicht durch mobilisierte Schwermetalle aus dem Testfeld, sondern durch solche aus der unmittelbaren Umgebung der Messstelle verursacht waren. Zudem wird deutlich, dass bei der Berechnung der Retardationsfaktoren durch die kurze Fließstrecke und die geringe Fließgeschwindigkeit die Dispersion als skalenabhängiger Parameter mit $\alpha_l=0,06$ m sehr klein gewählt werden muss. Dagegen ist für die Berechnung des Stofftransportes bzw. der Konzentrationsentwicklungen an den Messstellen mittels des Transportmodells bei einem längeren Simulationszeitraum von 3000 Tagen und einer daraus resultierenden, längeren Fließstrecke ein größerer Dispersionskoeffizient von $\alpha_l=1$ m zu wählen.

Die Ergebnisse der Transportmodellierung für die Elemente Ni, Zn und Cr, die aus dem Strömungsmodell unter Einbeziehung der zuvor ermittelten Retardationsfaktoren gewonnen sind, zeigen am Ende der Simulations- bzw. Beobachtungszeit ein jeweils unterschiedliches Bild im Vergleich zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen. Nach einer Simulationszeit von 3000 Tagen wurden an den Beobachtungspunkten zwar überwiegend Gehalte innerhalb der Spannweite der gemessenen Konzentrationen berechnet, aber auch solche über und unterhalb der Messwerte. Tendenziell wurden vom Modell die Konzentrationen eher unterschätzt als überschätzt, was durch die Annahme einer zu geringen Verzögerung verursacht sein dürfte. Dies trifft insbesondere für das Element Ni zu. Die Differenzen zwischen den gemessenen und berechneten Konzentrationen bei den Elementen Zn und Cr sind zum Teil darauf zurückzuführen, dass die gemessenen Gehalte am Ende des Beobachtungszeitraums bereits im Bereich der analytischen Nachweisgrenze liegen, so dass Ungenauigkeiten bei den Modellparametern im Ergebnis stärker zum Ausdruck kommen.

Möglicherweise hat auch die unterschiedliche Skalierung zwischen dem analytischen und dem numerischen Modell und die dadurch notwendige Parameteranpassung zu einem Übertragungsfehler geführt. So werden Alterungsprozesse der Schwermetalle, bedingt durch längere Verweilzeiten, die zu einer stärkeren Festlegung führen, bei kurzen Beobachtungszeiträumen nicht mit erfasst. Beim Element Ni führt dieser Prozess beispielsweise vom Aquakomplex über das kolloidale Ni-Oxid-Hydroxid zur Präzipitation. Wahrscheinlich konnte aus diesem Grund der Retardationsfaktor für das Element Ni nicht eindeutig bestimmt werden. Unschärfen bei der Bestimmung der Retardation über das analytische Lösungsverfahren können auch durch die angenommenen Randbedingungen verursacht sein, die zum Teil erst über die Kurvenanpassung abgeschätzt werden konnten. Ferner ist der Retardationsfaktor ein Parameter, der verschiedenste Prozesse vereint, die jedoch in Abhängigkeit von den Milieubedingungen unterschiedliche Wirkungen zeigen können.

Eine weitere Ursache für die Abweichungen dürfte auf die geringe Datendichte zurückzuführen sein. Kritisch sind in diesem Zusammenhang die Anfangsbedingungen zu bewerten, die an den berücksichtigten Messstellen lediglich auf einem gemessenen Analysenwert basieren. Weiterhin fehlen Vergleichsdaten zwischen der Ersterkundung 1991 und den späteren Beprobungen ab 1997. Zudem ist das Schadensbild im Bereich der ehemaligen Galvanik, trotz einer verhältnismäßig großen Anzahl von Messstellen, aufgrund der sehr lokalen Eintragsstellen (lokale Leckagen) und der sehr langsamen Transportprozesse der Schwermetalle im Grundwasser lückenhaft. Das wird daran deutlich, dass an einigen Grundwassermessstellen, entgegen einer allgemein beobachteten Konzentrationsab-

nahme von Ni, Zn und Cr, nach ~8 Jahren zeitweise höhere Konzentrationen beobachtet werden als zum Zeitpunkt der Ersterkundung. Fehler in der Analytik können insofern ausgeschlossen werden, da diese Beobachtungen für mehrere Messstellen und für jedes der betrachteten Elemente zutreffen.

In diesem Zusammenhang ist die Messstelle B 11 zu nennen, die im Randbereich der ehemaligen Galvanik abgeteuft ist und weiterhin hohe Ni- und Zn-Gehalte aufweist. Berechnete Bahnlinien zeigen, dass die Messstelle im direkten Abstrom des Testfeldes liegt. Die hohen Lösungskonzentrationen von bis zu 220 mg/l Ni und 12 mg/l Zn, die während des Beregnungsversuches aus dem Versuchsfeld mobilisiert wurden, belegen außerdem ein erhebliches, mobilisierbares Potential an Schwermetallen aus diesem Bereich. Es ist anzunehmen, dass auch unter unbeeinflussten Bedingungen in der Vergangenheit eine kontinuierliche Lösung von Schwermetallen aus diesem Bereich stattfand, die weiterhin zu entsprechend hohen Gehalten in der Messstelle B 11 führen. In den Simulationen wurden solche potentiellen Quellen nicht berücksichtigt, da in die Simulationen lediglich bekannte Schwermetallgehalte aus der Ersterkundung eingingen.

Die Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Konzentrationen am Beispiel der Grundwassermessstelle B 2 zeigt außerdem, dass bei einer ausreichenden Datendichte aus dem Umfeld einer Messstelle eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen erzielt wird. Nach einer Simulations- bzw. Beobachtungszeit von 3000 Tagen liegen die berechneten Konzentrationen der Elemente Ni und Cr innerhalb der Spannweite der gemessenen Konzentrationen. Lediglich die Konzentrationen des Elementes Zn werden von dem Modell unterschätzt.

Unter der Annahme jeweils unterschiedlicher Randbedingungen wurden die Einflüsse eines Förderbrunnens und umliegender Stoffquellen auf die Konzentrationsentwicklung in der Messstelle B 2 in drei Varianten modelliert. Die Gegenüberstellung der Konzentrationsentwicklungen in der Messstelle mit (=Zustand in der Vergangenheit) und ohne Grundwasserentnahme an dem benachbarten Förderbrunnen KB 1 zeigt, dass ohne Betrieb des Förderbrunnens die Konzentrationen der Elemente Ni und Cr in der Messstelle auf einem höheren Konzentrationsniveau verlaufen würden als tatsächlich gemessen. Ferner wird deutlich, dass die Messstelle B 2 im Anstrom von Stoffquellen liegt, die weiterhin ein vergleichsweise hohes Konzentrationsniveau in der Messstelle verursachen.

Die Ergebnisse der Stofftransportberechnungen lassen vermuten, dass bei langen Beobachtungszeiträumen und anzunehmender diskontinuierlicher Grundwasserströmung, dadurch bedingte, geringfügige Änderungen in den Milieubedingungen, wie für den Bereich der ehemaligen Galvanik zugrundegelegt werden kann, Wechselwirkungen zwi-

schen den gelösten Stoffen und der Festphase über einen Retardationsfaktor nur näherungsweise beschrieben werden können. Dagegen weisen die Ergebnisse der Berechnungen am Beispiel der Messstelle B 2 darauf hin, dass bei kontinuierlichen Strömungszuständen, induziert durch den Betrieb des Förderbrunnens, die Transportprozesse über einen Retardationsfaktor zufriedenstellend abgebildet werden können.

Die exemplarische Anwendung eines Grundwasserströmungs- und Transportmodells für den Bereich der ehemaligen Galvanik zeigt, dass über diesen Ansatz die Strömungsbedingungen an Standorten untersucht und Fließwege berechnet werden können. Darüber hinaus bieten Transportmodelle die Möglichkeit, Auswirkungen von kleinräumigen Prozessen im größeren Maßstab zu simulieren und zu verifizieren. Diese Eignung ist insbesondere für Langzeitprognosen und zur Bewertung der Umweltrelevanz einzelner Stoffe von Bedeutung.

9 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden auf einem industriell geprägten Standort Untersuchungsmethoden zur Erkundung des Stoffbestandes im Boden und im Grundwasser angewendet und auf ihre Eignung bewertet. Dazu sind auf der Grundlage einer rasterförmigen Bodenkartierung aus der Grundgesamtheit aller Bodenanalysen mittels statistischer Methoden durch Separierung der Extremwerte standorttypische Hintergrundgehalte einzelner Elemente berechnet worden. Durch eine getrennte Prüfung von Korrelationen der Grundgesamtheit der Bodenproben, der Grundgesamtheit ausschließlich der Extremwerte und der Gesamtheit der Extremwerte konnten Elemente und Elementvergesellschaftungen differenziert werden, die im Vergleich zu den standorttypischen Hintergrundgehalten erhöhte Konzentrationen aufwiesen. Die Berechnungen belegten außerdem, dass diese erhöhten Stoffeinträge durch die industrielle Nutzung verursacht und damit anthropogener Herkunft waren.

Der Vergleich der standorttypischen Hintergrundgehalte und Extremwerte mit Vorsorge- und Prüfwerten aus der BBodSchV ergab, dass über die angewandte Methode erhöhte Elementgehalte bestimmt werden konnten, die desgleichen über den gesetzlichen Vorsorge- und Prüfwerten lagen. Der große Parameterumfang innerhalb der Bodenkartierung erlaubte zudem die Ermittlung von weiteren Indikatoren wie beispielsweise Co, das im Boden mit überdurchschnittlich hohen Konzentrationen analysiert wurde, jedoch in der BBodSchV bisher keine Berücksichtigung fand. Damit stellte diese Methode einen Ansatz dar, mit dem über die gesetzlichen Prüfwerte hinaus potentielle Bodenbelastungen qualitativ und quantitativ identifiziert werden konnten.

Durch Überprüfung der einzelnen Korrelationen im Streudiagramm wurde deutlich, dass außergewöhnliche Elementvergesellschaftungen, wie sie am Untersuchungsstandort zwischen den Elementen Ca, Cr und Ni auftraten, aufgrund nichtlinearer Zusammenhänge über die Korrelationskoeffizienten nicht zum Ausdruck kamen. Erst durch die vergleichende Darstellung der Konzentrationsverteilungen im Streudiagramm wurde deutlich, dass an dem Untersuchungsstandort bei Ca-Konzentrationen über den Hintergrundgehalten auch erhöhte Cr- und Ni-Konzentrationen auftraten, die auf entsprechende Vergesellschaftungen in den Ablagerungsmaterialien schließen ließen.

Weiter konnten über eine geografische Auswertung der Extremwerte aus der Grundgesamtheit Flächen identifiziert werden, die in der Vergangenheit als Ablagerungsplätze für Produktionsabfälle dienten. Diese Ergebnisse könnten als Grundlage für zukünftige Planungszwecke herangezogen werden.

Die Untersuchungen des räumlichen Zusammenhangs von Boden- und Grundwassergehalten ergaben für die kartierte Fläche des Untersuchungsgebietes keine bedeutende Verlagerung von Schwermetallen aus dem Boden ins Grundwasser. Allerdings konnte abschließend nicht geklärt werden, ob diese Beobachtungen tatsächlich auf verhältnismäßig stabile Bindungsbedingungen der Elemente in der Bodenmatrix und eine entsprechend geringe Mobilität zurückzuführen oder durch die Qualität der Datenbasis bedingt waren. Die Verwendung von Daten aus Fremdgutachten mit zum Teil älteren Datenbeständen sowie Analysenergebnissen von unterschiedlichen Laboren können unter anderem zu qualitativen Einschränkungen geführt haben. Aufgrund dessen sollten bei einer heterogenen Datenbasis die Datenqualität hinsichtlich der Untersuchungsverfahren zuvor begutachtet sowie die räumliche Vergleichbarkeit mittels geostatistischer Verfahren überprüft werden.

Der Vergleich der berechneten Hintergrundgehalte des Untersuchungsgebietes mit gemessenen Bodenkonzentrationen an einem Altstandort (ehemalige Galvanik) zeigte, dass die gemessenen Konzentrationen der relevanten Schwermetalle Cr, Cu, Ni und Zn über den Hintergrundgehalten lagen, so dass der Altstandort durch Anwendung dieser Methode als Verdachtsfläche identifiziert werden konnte. Da bei einem Vergleich der Bodengehalte mit den Vorsorge- und Prüfwerten der BBodSchV und den LAGA-Richtwerten lediglich für das Element Ni ein Überschreiten des Prüfwertes festgestellt wurde, besitzt die angewandte Methode eine deutlich höhere Empfindlichkeit als gesetzliche Regelwerke.

Über die Untersuchung der Bindungsbedingungen der Elemente wurde der mobile, umweltrelevante Anteil der Schwermetalle im Oberboden der ehemaligen Galvanik ermittelt. Die Ergebnisse ergaben, dass lediglich das Element Zn noch zu einem erhöhten Anteil mobilisierbar war, während der größte Anteil der Schwermetalle in stabileren Bindungszuständen im Boden vorlag.

Zur Einschätzung der physikalisch-chemischen Bedingungen und der Dynamik im System Grundwasser wurden mittels einer Multiparametersonde die Parameter Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff und Redoxpotential tiefenorientiert gemessen. Die Messungen ergaben, dass im Grundwasser der ehemaligen Galvanik für die bedeutenden Parameter pH-Wert und Redoxpotential räumlich begrenzt zum Teil stark variierende Milieubedingungen herrschten, die Auswirkungen auf das chemische Gleichgewicht der Schwermetalle im Grundwasser vermuten ließen. Damit lieferte diese Methode Hinweise auf die Stabilität der physikalisch-chemischen Bedingungen und damit von Lösungszuständen im System.

Dieses Ergebnis wurde durch tiefenorientierte Grundwasserbeprobungen bestätigt, über die lokal sowohl räumlich als auch zeitlich stark schwankende Lösungskonzentrationen gemessen wurden. Ferner wiesen die mittleren Wiederfindungsraten der relevanten Elemente Cr, Cu, Ni und Zn über den Beobachtungszeitraum (~1 Jahr) zum Teil starke Differenzen auf.

Über thermodynamische Berechnungen auf der Basis der gemessenen Leitparameter und Lösungskonzentrationen wurden die Bedingungen für Mineralisations- und Lösungsprozesse untersucht. Über die Berechnungen konnten die Lösungsbedingungen für die Schwermetalle modelliert und Aussagen zur Mobilität getroffen werden. Zusätzlich konnten Ursachen für die zum Teil stark variierenden Lösungskonzentrationen des Elementes Cr aufgezeigt werden.

Zur Untersuchung des Stofftransportes im Grundwasser wurden auf der Grundlage der über den Beobachtungszeitraum gemessenen Durchbruchkurven durch Anwendung einer analytischen Gleichung Transportparameter für die Elemente Cr, Ni und Zn berechnet, die in ein Grundwasserströmungs- und Transportmodell Eingang fanden. Über das numerische Modell sind zunächst die hydraulischen Bedingungen im Grundwasserleiter untersucht und anschließend unter Berücksichtigung der ermittelten Transportparameter Berechnungen zum Stofftransport durchgeführt worden. Über diesen Ansatz konnten die Entwicklungen der Schwermetallgehalte im Grundwasser über einen Zeitraum von ~10 Jahren simuliert werden. Zudem wurden an einem Fallbeispiel die Ursachen für lokale Konzentrationsentwicklungen durch Berechnung verschiedener Szenarien untersucht.

Die Anwendung ausgewählter Untersuchungsmethoden zur Bewertung des Stoffgehaltes im Boden und im Grundwasser zeigte, dass mit den hier angewandten Methoden Instrumentarien gewählt wurden, mit denen ein industriell geprägter Standort hinsichtlich seines Stoffbestandes und der Umweltrelevanz der Stoffe hinreichend bewertet werden konnte. Aus den Ergebnissen resultierte, dass neben der Erkundung der Stoffe im Boden und im Grundwasser sowie der Ermittlung einer Hintergrundbelastung eine Betrachtung der Mobilität der Stoffe unverzichtbar war. In diesem Zusammenhang wurde deutlich, dass das Rückhaltevermögen der einzelnen Kompartimente ebenso Berücksichtigung finden sollte wie das Ausbreitungsverhalten der Stoffe in ihnen.

Zudem bildete die Anwendung von mathematischen und numerischen Modellen zur Abschätzung der Mobilität und Ausbreitung von Stoffen eine sinnvolle Unterstützung zur Prognose möglicher Entwicklungen an diesem Standort.

10 Verzeichnis der Symbole und Abkürzungen

$\alpha_{(l)}$	longitudinale Dispersivität [m]
$\alpha_{(t)}$	transversale Dispersivität [m]
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BWRHB	Betriebswasserrückhaltebecken
c	Konzentration [g/m ³]
C^s	Konzentration an der Festphase
C^f	Konzentration in der flüssigen Phase
$\chi(C^f)$	Funktion der Adsorption
D_L	longitudinaler Dispersionskoeffizient [m ² /d]
D_T	transversaler Dispersionskoeffizient [m ² /d]
ε	Porosität [-]
EW	Extremwert
FG	Fremdgutachten
GOK	Geländeoberkante
h_m	Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m]
κ_i	spezifischer Sorptionskoeffizient von i
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
ΔM	eingetragene Stoffmasse [g]
n_e	effektive Porosität [-]
R	Retardationsfaktor [-]
ROK	Rohroberkante
RRHB	Regenrückhaltebecken
s	Standardabweichung
t	Zeit [d]
v_a	Abstandsgeschwindigkeit [m/d]
WSP	Wasserspiegeloberfläche
\bar{x}	Mittelwert
x_i	Messwert
x, y	Koordinaten [m]
x_0, y_0	Koordinaten des Eintragsortes [m]
Z_i	kritischer Wert

11 Literaturverzeichnis

APPELO, C. A. J. u. D. POSTMA (1994): Geochemistry groundwater and pollution. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield. 536 S..

ARCVIEW (1992-1999): GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.

BABUSHKIN, V. I.; MATVEYEV, G. M. u. O. P. MCHEDLOV-PETROSSYAN (1985): Thermodynamics of Silicates. Springer-Verlag, Berlin, 459 S..

BALL, J. W.; NORDSTROM, D. K. u. D. W. ZACHMANN (1987): WATEQ4F – A Personal Computer FORTRAN Translation of the geochemical Model WATEQ2 with revised data base. U.S. Geol. Surv. Open-File Rept. 87-50, California, 108 S..

BALL, J. W. u. D. K. NORDSTROM (1991): WATEQ4F – User's manual with revised thermodynamic data base and test cases for calculation speciation of major, trace and redox elements in natural waters: U.S. Geol. Surv. Open-File Rept. 90-129, Denver, 185 S..

BARTLETT, R. J. u. J. M. KIMBLE (1976a): Behavior of Chromium in Soils: I. Trivalent Forms. J. Environ. Qual., 5, 4, S. 379-383.

BARTLETT, R. J. u. J. M. KIMBLE (1976b): Behavior of Chromium in Soils: II. Hexavalent Forms. J. Environ. Qual., 5, 4, S. 383-386.

BARTLETT, R. J. u. B. JAMES (1979): Behavior of Chromium in Soils: III. Oxidation. J. Environ. Qual., 8, 1, S. 31-35.

BAUMGARTNER, A.; LIEBSCHER, H. J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie. Bd. 1 -Allgemeine Hydrologie-. Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart, 252 S.

BEAR, J. (1961): Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier Publishing Company, New York, London, Amsterdam.

BEIMS, U. (1983): Planung, Durchführung und Auswertung von Gütepumpversuchen. Zeitschrift f. angewandte Geologie, 29(10), S. 482-492.

BERG, T. u. U. ANDERS (2000): Geochemische Übersichtskartierung auf dem Gelände der Volkswagen AG in Wolfsburg. Diplomkartierung TU Braunschweig, unveröffentlicht.

BERTSCH, W. (1978): Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion - ein Literaturüberblick. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, Mitteilungsblatt der gewässerkundlichen Dienststellen des Bundes und der Länder, DGM 22 (2), S.37-46.

BRÜMMER, G. W.; TILLER, K. G.; HERMS, U. u. P. M. CLAYTON (1983): Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zinc in soils. – Geoderma, 31, S. 337-354.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN (1994): Geotektonischer Atlas NW-Deutschland 1:300.000 - 1. Abgedeckte geol. Kt. Unterkreidebasis, 4 Bl., S. 5 Erl.; Blatt SE, Hannover.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN (1996): Geotektonischer Atlas NW-Deutschland 1:300.000, Teil 17: Geologische Schnitte 1:200.000, Tafel 7, Schnitte 120-140, Hannover.

BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ (1998): BBodSchG vom 17. März 1998. - BGBI. I, 502 S.; Berlin.

BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (1999): BBodSchV vom 12. Juli 1999. – BGBI. I, 502 S., Berlin.

CARY, E. E., W. H. ALLAWAY u. O. E. OLSON (1977): Control of chromium concentrations in food plants: II. Chemistry of chromium in soils and its availability to plants. J. Agric. Food Chem. 25, S. 305-309.

DIERSCH, H.-J., G. (1998): Reference Manual FEFLOW. WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd..

DIN 38404 TEIL 6 (1984): Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C). Bestimmung der Redox-Spannung (C 6). Beuth Verlag Berlin.

DIN 38414-4 TEIL 1 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). Beuth Verlag Berlin.

DIN 38414-7 (1983): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Aufschluss mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen (S 7). Beuth Verlag Berlin.

DIN EN ISO 11885 (1998): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ISO 11885:1996); Deutsche Fassung EN ISO 11885; 1997.

DÖRSCHEL, J. (1997): Tiefenverlagerung von Blei und Chrom im Verregnungsgebiet des Abwasserverbandes Braunschweig. - Diplomarbeit TU Braunschweig.

DREVER, J. I. (1982): The Geochemistry of natural waters. Prentice-Hall International, INC., London.

DVWK-SCHRIFTEN (1982): Ermittlung des nutzbaren Grundwasserdargebots. 1. Teilband. Schriftenreihe des Deut. Verbandes f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 58/1, S. 102, Verlag Paul Paray, Hamburg Berlin.

DVWK-SCHRIFTEN (1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil II. – Schriftenreihe des Deut. Verbandes f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 117, S. 397, Bonn.

FIC, M. (1987): Adsorptions- und Desorptions-Verhalten von Cadmium, Chrom, Kupfer und Zink an ausgewählten Böden und Sanden. – Diss. Univ. Kiel.

- FÖRSTNER, U. (1987): Metal speciation in solid wastes – factors affecting mobility. In: LANDNER, L. (Hrsg.): Speciation of metals in water, sediment and soil systems. Proceedings of an International Workshop, Sunne, October 15-16, 1986; 13-41, New York.
- FÖRSTNER, U. u. W. CALMANO (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. – Vom Wasser, 59, S. 83-92.
- GEODIN-BASE (1992): GeODin-Base für Windows 2.0a. Fugro Consult GmbH. Umwelt – Geotechnik - Analytik, Berlin.
- GEODIN-GRAPH (1992): GeODin-Graph für Windows 2.0a. Fugro Consult GmbH. Umwelt – Geotechnik - Analytik, Berlin.
- GROVE, J. H. u. B. G. ELLIS (1980): Extractable Chromium as Related to Soil pH and Applied Chromium. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, S. 238-242.
- GUNN, A.M.; WINNARD, D.A. u. D.T.E. HUNT (1988): Trace metal speciation in sediments and soils. In: KRAMER, J. R. u. H. E. ALLEN (Hrsg.): Metal speciation. Theory, analysis and application. Lewis Publishers, Chelsea.
- HARTUNG, J. (1999): Statistik: Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 12. Aufl., R. Oldenbourg Verlag, München.
- HARTUNG u. PARTNER INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1992): Hydrologische und messtechnische Ermittlungen von Abflussmengen. Ergebnisse 1. Phase - Intern - . Braunschweig, unveröffentlicht.
- HEM, J. D. (1985/1986): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. - U.S. Geol. Surv. Water-Supply Paper 2254, 3. Aufl..
- HERMS, U. u. G. W. BRÜMMER (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen.- Landwirtsch. Forschg., 33, 4, S. 408-423.
- HERMS, U. u. G. W. BRÜMMER (1984): Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und –bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 147, S. 400-424.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 5., überarb. u. erw. Aufl., 46 Tab., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- HORAK, O. u. A. A. KAMEL (1990): Ein Langzeitversuch zur Untersuchung der Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. – VDLUFA-Schriftenreihe, 32, S. 803-808.
- IUP INGENIEURGESELLSCHAFT MBH (1999): Projekt-Nr.: 5902 - Erstellen von Leitfähigkeitsprofilen, Durchführung von Pumpversuchen, Ermittlung von Schadstoffkonzentrationen im Zulauf einer zukünftigen Sanierungsanlage. Braunschweig, unveröffentlicht.
- JAKOB, G., DUNEMANN, L.; ZACHMANN, D. u. T. BRASSER (1990): Untersuchungen zur Bindungsform von Schwermetallen in ausgewählten Abfällen. Abfallwirt. Jour., 2, 7/8, S. 451-457.

JENNE, E. A. (1968): Controls on Mn, Fe, Co Ni, Cu and Zn Concentrations in Soils and Water: the Significant Role of Hydrous Mn and Fe Oxides. In: Trace Inorganics In Water. Adv. Chem. Ser., No. 73, S. 337-387.

KEPPLER, J. (1999): Modellversuche und Geländeuntersuchungen zur Kinetik der Schwermetall-Festlegung sowie zur Löslichkeit, Mobilisierung und Verlagerung von Schwermetallen in belasteten Böden. - Diss. Univ. Bonn.

KEPPLER, J. u. G. W. BRÜMMER (1997):Schwermetall-Bindungsformen in Böden und ihre Veränderung über die Zeit – Ergebnisse eines Inkubationsversuches. – Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, I, S. 255-258.

KEPPLER, J. u. G. W. BRÜMMER (1998): Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. II. Sorptions- und Diffusionsprozesse in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 88, I, S. 191-194.

KIM, R.-Y.; WELP, G.; MÜLLER, I. u. G. W. BRÜMMER (2002): Cr(VI) in Böden: Problem mit der DIN 19734 sowie Cr(VI)-Gehalte und –Stabilität in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens. Altlasten Spektrum, 2, S. 59-65.

KLOTZ, D. u. SEILER, K.-P. (1980): Labor- und Geländeversuche zur Ausbreitung konservativer Tracer in fluvioglazialen Kiesen von Oberbayern. In: Traceruntersuchungen in der Hydrogeologie und Hydrologie, GSF, Bericht Nr. 250, München.

KÖSTER, W. u. D. MERKEL (1983): Landw. Forsch. Sonderh. 39, S. 245-254.

KORKISCH, J. (1989): Handbook of ion exchange resins. – Nickel. Bd. 5, S. 119-134.

KRAFT, C. u. D. ZACHMANN (2003): Auswirkungen von Schwermetallemissionen nach Unfällen im rumänischen Bergbau auf das Sediment der Flüsse Szamos und Theiß. In: WOLFF, J. u. FÜHRBÖTER, J. F. (Hrsg.): Braunschweiger Grundwasserkolloquium – Tagungsband, Schweizerbarth, Stuttgart, in Druck.

KRAUSKOPF, K. B. (1955): Sedimentary deposits of rare metals. Econ. Geol. 50th Anniv. Vol., S. 411-463.

LABO (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), 118 S..

LAGA (1997): Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen – Technische Regeln. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Nr. 20, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

LAMPE, U. u. D. ZACHMANN (1999): Ermittlung der geologischen und hydrogeologischen Situation sowie Einführung eines Grundwasserströmungs- und Transportmodells einschließlich der Ermittlung der hierzu notwendigen Berechnungsparameter – 2. Zwischenbericht. Kap.: 0615, Titel: 85-15, Institut für Geowissenschaften, TU Braunschweig, unveröffentlicht.

- LAMPE, U. u. D. ZACHMANN (2000a): Ermittlung der geologischen und hydrogeologischen Situation sowie Einführung eines Grundwasserströmungs- und Transportmodells einschließlich der Ermittlung der hierzu notwendigen Berechnungsparameter – Abschlußbericht. Kap.: 0615, Titel: 85-15, Institut für Geowissenschaften, TU Braunschweig, unveröffentlicht.
- LAMPE, U. u. D. ZACHMANN (2000b): Aufbau einer Umweltdatenbank. Kap.: 0615, Titel: 85-15, Institut für Geowissenschaften, TU Braunschweig, unveröffentlicht.
- LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1989): Anwendung von Richt- und Grenzwerten aus Regelwerken anderer Anwendungsbereiche bei der Untersuchung und sachkundigen Beurteilung von Altablagerungen und Altstandorten. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 2, Düsseldorf.
- LANGGUTH, H.-R. u. R. VOIGT (1980): Hydrogeologische Methoden. 156 Abb., 72 Tab., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- LANGMUIR D. (1997): Aqueous environmental geochemistry. Prentice Hall, New Jersey, 600 S..
- MA, Y. B. u. N. C. UREN (1997): The effects of temperature, time and cycles of drying and rewetting on the extractability of zinc added to calcareous soil. – *Geoderma*, 75, S 89-97.
- MANN, S. S. u. G. S. P. RITCHIE (1994): Changes in the Forms of Cadmium with Time in some Western Australian Soils. – *Aust. J. Soil Res.*, 32, S. 241-250.
- McBRIDE, M. B. u. BLASIAK, J. J. (1979): Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, S. 866-870.
- McGRATH, S. P. u. J. CEGARRA (1992): Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. – *Journal of Soil Science*, 43, S. 313-321.
- McKENZIE, R. M. (1975): An Electron Microprobe Study of the Relationships between Heavy Metals and Manganese and Iron in Soils and Ocean Floor Nodules. *Aust. J. Soil Res.*, 13, S. 177-188.
- MERIAN, E. (Hrsg.) (1984): Metalle in der Umwelt, Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. - Verlag Chemie GmbH, Weinheim. 722 S.
- MOTULSKY, H. (1997): Grubbs' Test for Detecting Outliers. -GraphPad Insight Issue Number 14. /www.graphpad.com/.
- MUTSCHMANN, J. u. F. STIMMELMAYR (1986): Taschenbuch der Wasserversorgung. 9. überarb. u. akt. Auflage, Verlag Franckh, Stuttgart.
- NAUMOV, G. B. ; RYZHENKO, B. N. u. I. L. KHODAKOVSKY (1974) : Handbook of Thermodynamic Data, Nat'1. Tech. Inf. Service, Pb-226, 722/7GA, U. S. Dept. Commerce, 328 S..
- PARKHURST, D. L. u. C. A. J. APPELO (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speziation, Batch-Reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculation. Water-Resources Investigations Report 99-4259. U.S. Department of the interior U.S. Geological Survey, Denver, Colorado.

PHILIPP, W. (1960): Zechstein und Buntsandstein in Tiefenbohrungen zwischen Harz und Lüneburger Heide. Geol. Jb., Bd.77, S. 711-740, 7 Abb., 3 Tab., Hannover.

ROBIE, R. A.; HEMINGWAY, B. S. u. J. R. FISHER (1978): Thermodynamic properties of minerals and related substances at 298.15 K and 1 bar (10⁵ Pascals) pressure and at higher temperatures. U. S. Geol. Survey Bull. 1452, 456 S..

SCHEFFER, F. u. P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

SCHENCK, G. H. K. u. TORRIES, T. F. (1983): Construction materials; Aggregates – Crushed Stone. In: LEFOND, S. J. (Hrsg.): Industrial Minerals and Rocks; S. 60-80. American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers, Inc., New York.

SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN (1993): Gemeinsame Ausführungsvorschrift für die Untersuchung und Bewertung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste).

SILVIERA, D. J. u. L. E. SOMMERS (1977): Extractability of Copper, Zinc, Cadmium and Lead in soils incubated with sewage sludge.- J. Environ. Qual., 6, 1, S. 47-52.

SIMONS + PARTNER GMBH (1990): Projekt-Nr.: 747 - Konzept einer Grundwasserabsenkungsanlage. Braunschweig, unveröffentlicht.

SIMONS + PARTNER GMBH (1991): Projekt-Nr.: 681 - Geologische und hydrogeologische Verhältnisse. Braunschweig, unveröffentlicht.

SINGH, B. u. R. J. GILKES (1992): Properties and distribution of iron oxides and their association with minor elements in the soils of south-western Australia. – Journal of Soil Science, 43, S. 77-98.

STRECK, Th. (1992): Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab - Messung und Modellierung -. - Diss. TU Braunschweig.

STRECK, Th. U. J. RICHTER (1997): Heavy Metal Displacement in a Sandy Soil at the Field Scale: I. Measurements and Parameterization of Sorption. J. Environ. Qual., 26, S. 49-56.

STUMM, W. u. J. J. MORGAN (1996): Aquatic chemistry. Chemical Equilibria and rates in natural waters. - 3. Aufl., Wiley & Sons, New York, 1022 S..

TAYLOR, TH. (1989): Zum Transportverhalten der Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer und Zink in ausgewählten Böden und Sanden. - Diss. Univ. Kiel.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C. u. M. BISSON (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51, S. 884-851.

TRISCHLER u. PARTNER GMBH (1998): Projekt-Nr.: 310.668.00 – Grundwasserströmungsmodell, Pumpversuch. Braunschweig, unveröffentlicht.

TYLOR, L. D. u. M. B. McBRIDE (1982): Mobility and extractability of cadmium, copper, nickel and zinc in organic and mineral soil columns. – Soil science, Vol. 134, No. 3, S. 198-205.

VESTER, B. u. D. ZACHMANN (2003): Schwermetallgehalte in Ilsesedimenten (nördliches Harzvorland) und deren potentielle Auswirkungen auf die Grundwasserqualität. In: WOLFF, J. u. FÜHRBÖTER, J.F. (Hrsg.): Braunschweiger Grundwasserkolloquium – Tagungsband, Schweizerbarth, Stuttgart, in Druck.

WAGMAN, D. D.; EVANS, W. H.; PARKER, V. B.; SCHUMM, R. H.; HALOW, I.; BAILEY, S. M.; CHURNEY, K. L. u. R. L. NUTTALL (1982): The NBS tables of chemical thermodynamic properties: Selected values of inorganic and C₁ and C₂ organic substances in SI units. Journal of Physical and Chemical Reference Data, 11, Supplement No. 2, 392 S..

WASY GmbH (1998): FEFLOW – Interactive, Graphics-based Finite-Element Simulation System for Subsurface Flow and Transport Processes. Copyright (c) 1979-1998 by WASY Ltd. V. 4.7 (3D+2D), Berlin

WATEQ4F (1995): WATEQ4F - Version: 2.3 1994 + WQ4FINPT - Version: 2.3 1995. A program for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters. U.S. Geol. Surv., California.

WILLIAMS, J. G. u. R. G. McLAREN (1982): Effects of dry and moist incubation of soils on the extractability of native and applied soil copper. – Plant and Soil, 64, S. 215-224.

WOLDSTEDT, P. (1929): Erläuterungen zur geologischen Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern. Hrsg.: Preußische Geologische Landesanstalt, Lieferung 215, Blatt Fallersleben, Nr. 1892, Berlin.

WOODS, T. L. u. R. M. GARRELS (1987): Thermodynamic values at low temperature for natural inorganic materials: An Uncritical Summary. Oxford University Press, New York, Oxford, 271 S..

ZACHMANN, D. (2001): mündliche Auskunft, Braunschweig.

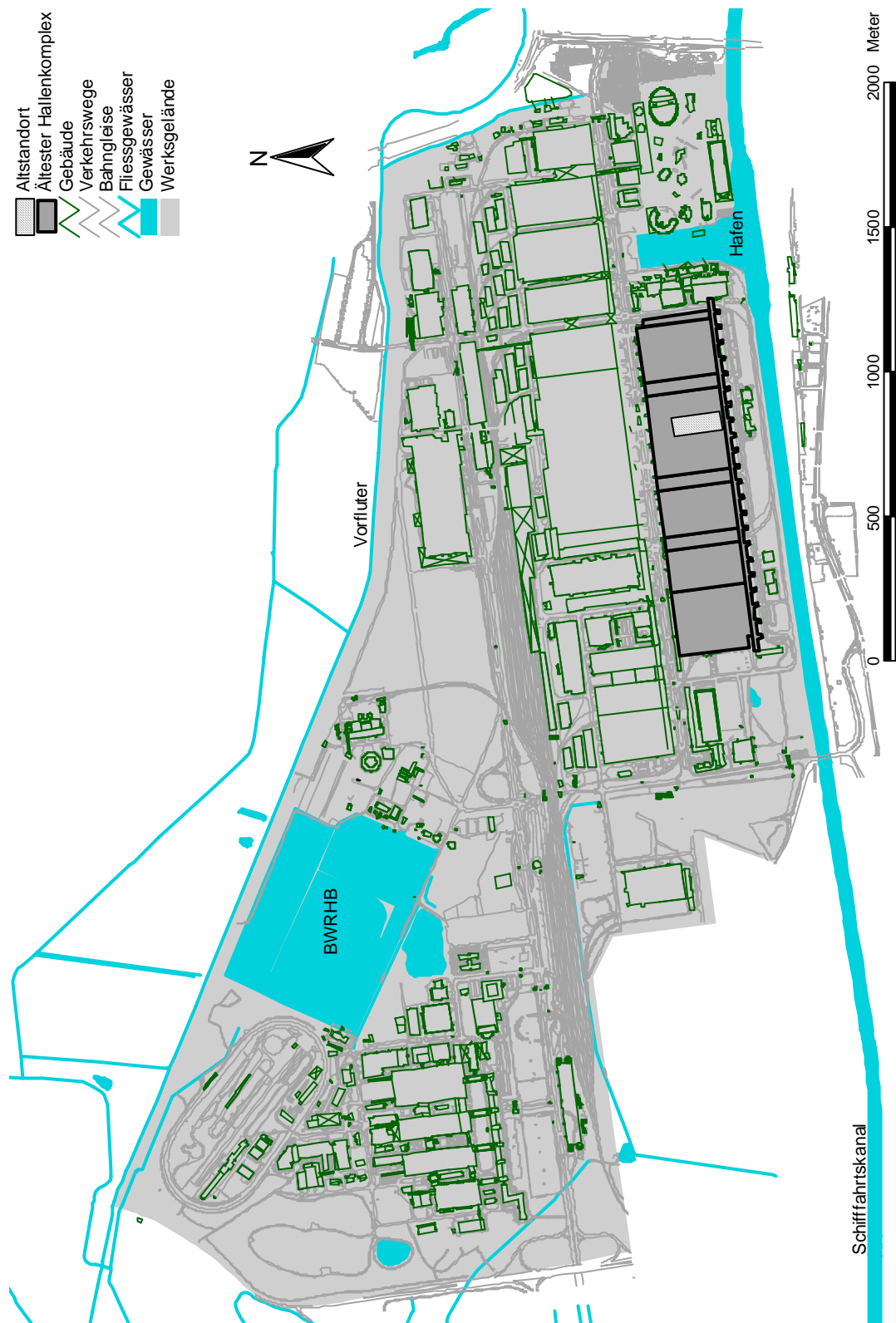
ZEIEN, H. u. G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59, 1, S. 505-510.

ZEIEN, H. u. G. W. BRÜMMER (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66, 1, S. 439-442.

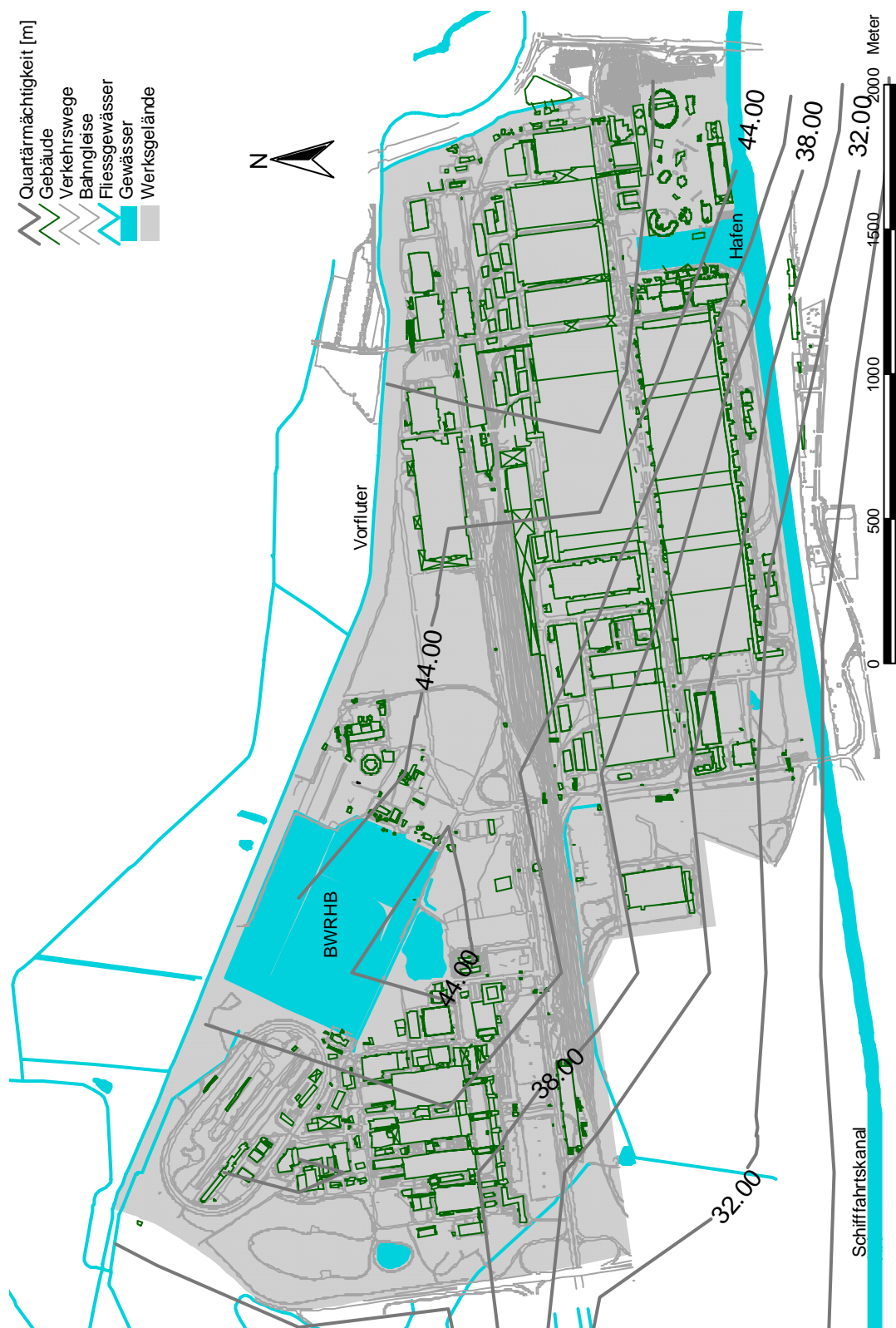
Anhang

- Anhang 1: Lageplan des Untersuchungsgebietes
- Anhang 2: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit Darstellung der quartären Mächtigkeiten [m]
- Anhang 3.1: Lage der geologischen Profilschnitte
- Anhang 3.2: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.1
- Anhang 3.3: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.2
- Anhang 3.4: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.3
- Anhang 3.5: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.4
- Anhang 3.6: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.5
- Anhang 3.7: Geologischer Profilschnitt in West-Ost-Richtung - Schnitt 2.1
- Anhang 3.8: Geologischer Profilschnitt in West-Ost-Richtung - Schnitt 2.2
- Anhang 4: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit Darstellung der Grundwassergleichen vom 11.05.99 [mNN]
- Anhang 5: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung
- Anhang 6.1: Lageplan der Rammkernsondierungen und der Flächenabschnitte mit Akkumulationen von Extremwerten
- Anhang 6.2: Verteilung der Extremwerte der Elemente B, Ca und Cd in dem Untersuchungsgebiet
- Anhang 6.3: Verteilung der Extremwerte der Elemente Co, Cr und Cu in dem Untersuchungsgebiet
- Anhang 6.4: Verteilung der Extremwerte der Elemente Fe, Mn und Ni in dem Untersuchungsgebiet
- Anhang 6.5: Verteilung der Extremwerte der Elemente Pb, Ti und V in dem Untersuchungsgebiet
- Anhang 6.6: Verteilung der Extremwerte der Elemente Zn und Zr in dem Untersuchungsgebiet
- Anhang 7.1: Lageplan ausgewählter Bereiche für die vergleichende Betrachtung von Boden- und Grundwassergehalten im Untersuchungsgebiet
- Anhang 7.2-a: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cd in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes
- Anhang 7.2-b: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cr in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes
- Anhang 7.2-c: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cu in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes
- Anhang 7.2-d: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Ni in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes
- Anhang 7.2-e: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Ni in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes
- Anhang 8.1: Ergebnisse des S₄-Versuches
- Anhang 8.2: Prozentualer Anteil des gelösten Eluats aus dem S₄-Versuch zum gelösten Anteil aus dem 1. Schritt der sequentiellen Elution

- Anhang 9: Lage der Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik und des Entnahmebereiches für die Beprobung des Oberbodens
- Anhang 10: Tabelle der Elementgehalte im Oberboden der ehemaligen Galvanik
- Anhang 11.1-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 20
- Anhang 11.1-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 20
- Anhang 11.1-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 20
- Anhang 11.2-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 21
- Anhang 11.2-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 21
- Anhang 11.2-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 21
- Anhang 11.3-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 23
- Anhang 11.3-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 23
- Anhang 11.3-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 23
- Anhang 12.1: Horizontale Darstellung des Leitparameters Leitfähigkeit im Grundwasser der ehemaligen Galvanik
- Anhang 12.2: Horizontale Darstellung des Leitparameters pH-Wert im Grundwasser der ehemaligen Galvanik
- Anhang 12.3: Horizontale Darstellung des Leitparameters Redoxpotential im Grundwasser der ehemaligen Galvanik
- Anhang 12.4: Horizontale Darstellung des Leitparameters gelöster Sauerstoff im Grundwasser der ehemaligen Galvanik
- Anhang 13: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik
- Anhang 14: Verteilung von Chrom, Nickel, Kupfer und Zink im Grundwasser der ehemaligen Galvanik – Ergebnisse der Beprobung vom 07.12.98
- Anhang 15-a: Korrelationsmatrix aller Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 07.12.98
- Anhang 15-b: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 07.12.98
- Anhang 15-c: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 22.02.99
- Anhang 15-d: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 31.05.99
- Anhang 15-e: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 14.06.99
- Anhang 16: Linearer Zusammenhang zwischen Cl⁻ und SO₄-Konzentrationen auf der Grundlage der Grundwasserbeprobung von 1991 in der ehemaligen Galvanik
- Anhang 17: Mineralisationen und berechnete Sättigungsindizes auf der Grundlage gemessener Lösungskonzentrationen im Grundwasser der ehemaligen Galvanik
- Anhang 18: Zusammenhang zwischen Dispersivität und Transportstrecke (n. BEIMS, 1983)
- Anhang 19-a: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Ni
- Anhang 19-b: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Zn
- Anhang 19-c: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Cr

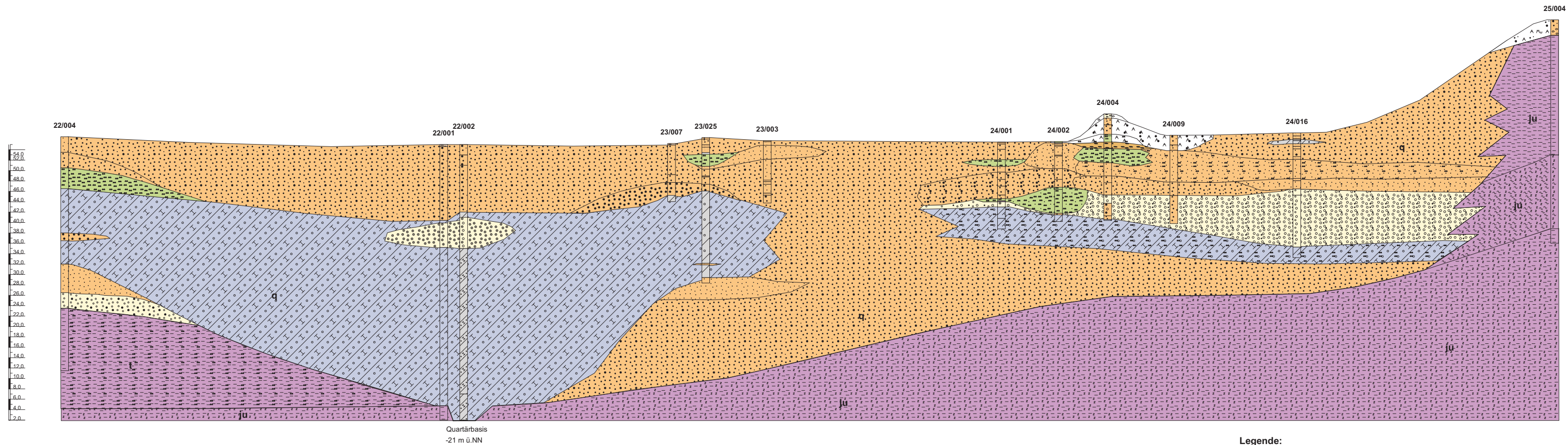




















Anhang 1: Lageplan des Untersuchungsgebietes



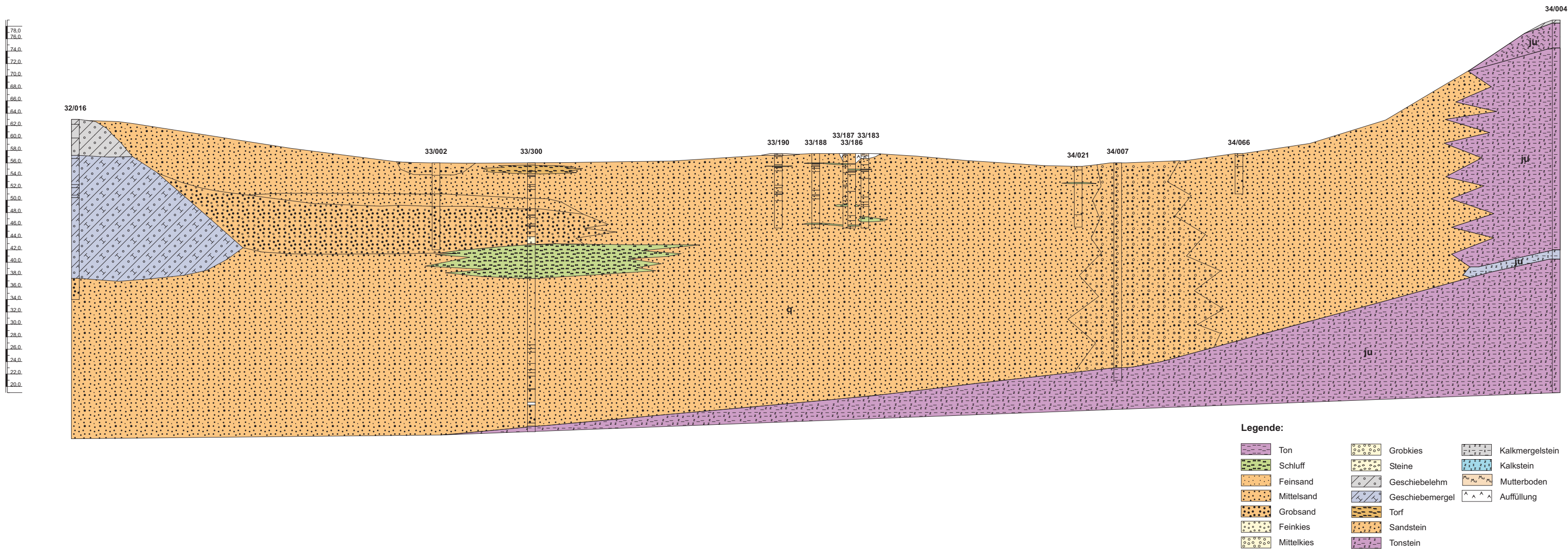
Anhang 2: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit Darstellung der quartären Mächtigkeiten [m]

Anhang 3.1: Lage der geologischen Profilschnitte

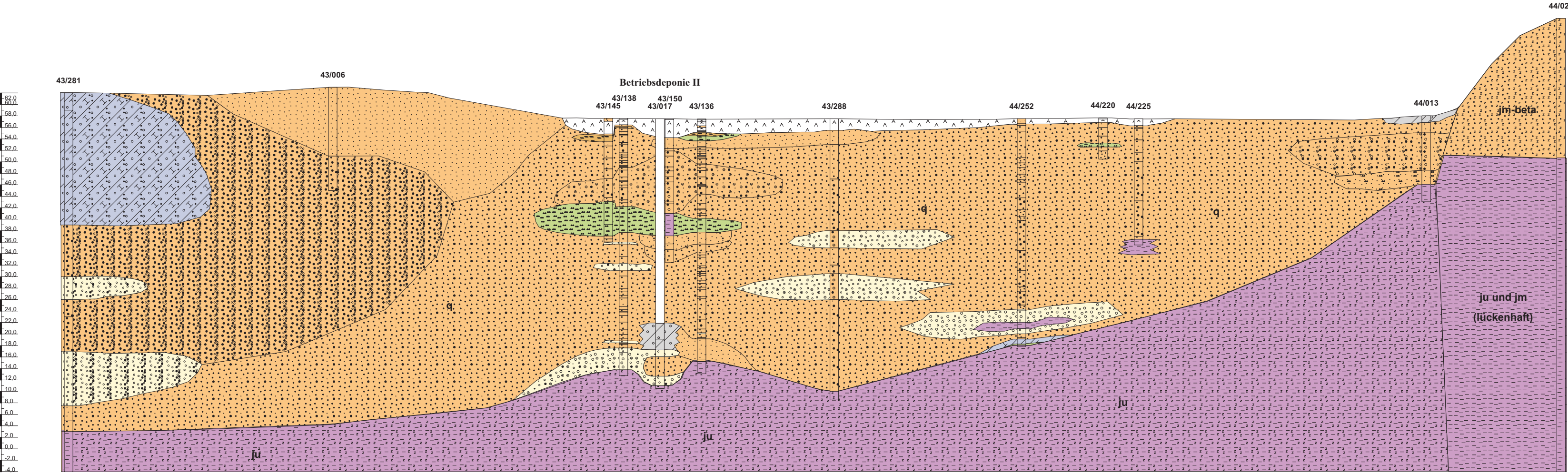


Legende:					
	Ton		Grobkies		Kalkmergelstein
	Schluff		Steine		Kalkstein
	Feinsand		Geschiebelehm		Mutterboden
	Mittelsand		Geschiebemergel		Auffüllung
	Grobsand		Torf		
	Feinkies		Sandstein		
	Mittelkies		Tonstein		

Anhang 3.2: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.1
Maßstab: 1 : 13 830 : 690



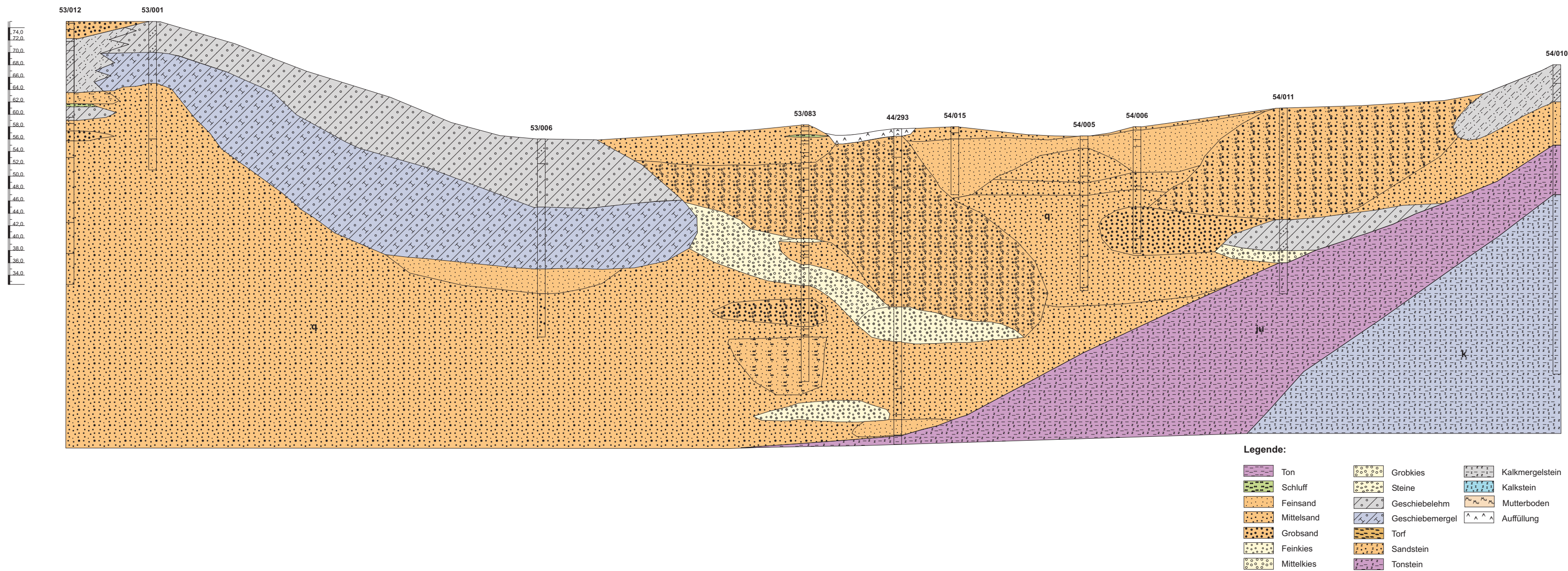
Anhang 3.4: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.3
Maßstab: 1 : 9 620 : 575



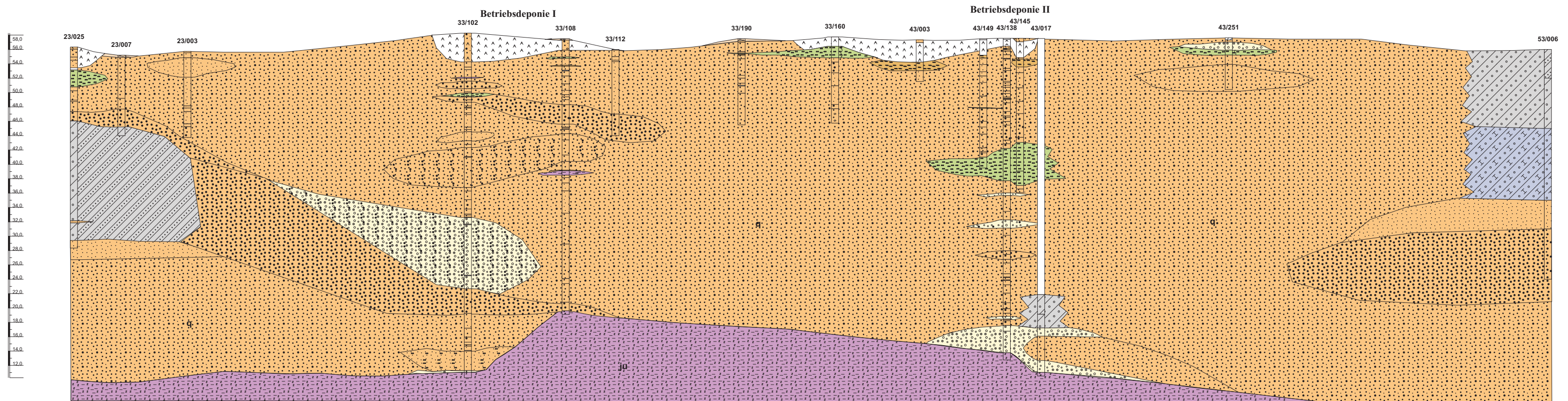
Legende:



















	Ton		Grobkies		Kalkmergelstein
	Schluff		Steine		Kalkstein
	Feinsand		Geschiebelehm		Mutterboden
	Mittelsand		Geschiebemergel		Auffüllung
	Grobsand		Torf		
	Feinkies		Sandstein		
	Mittelkies		Tonstein		

Anhang 3.5: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.4
Maßstab: 1 : 8 370 : 625

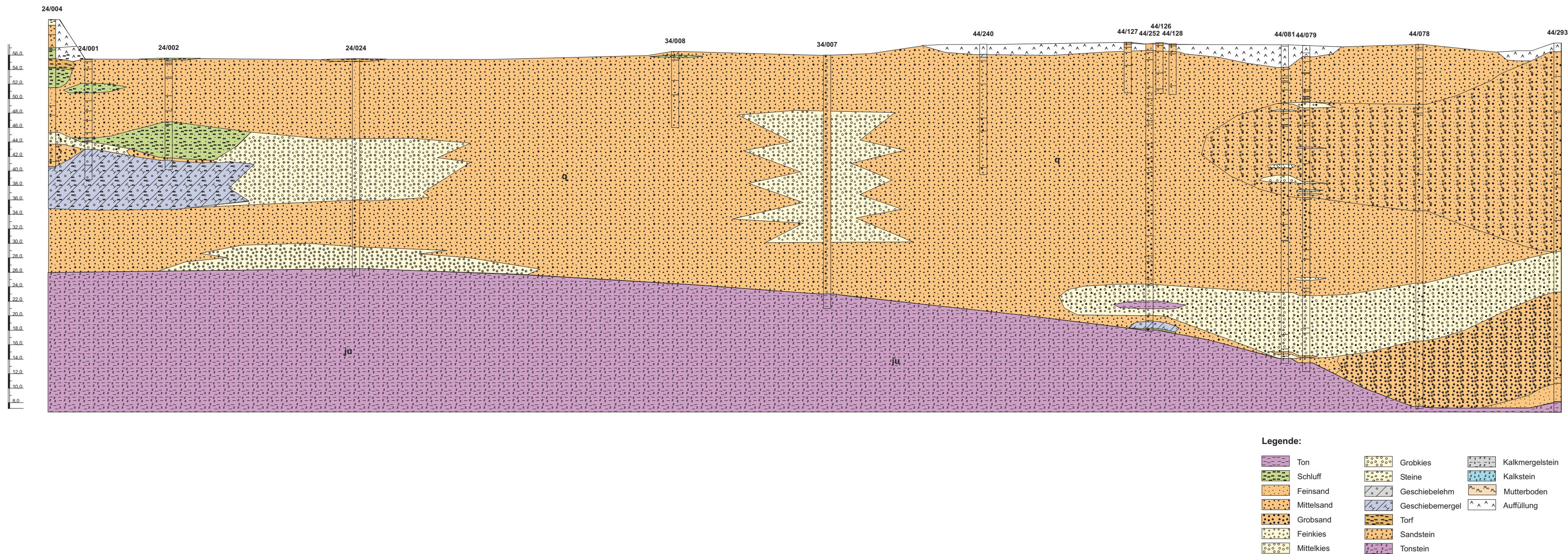


Anhang 3.6: Geologischer Profilschnitt in Nord-Süd-Richtung - Schnitt 1.5
Maßstab: 1 : 9 340 : 580

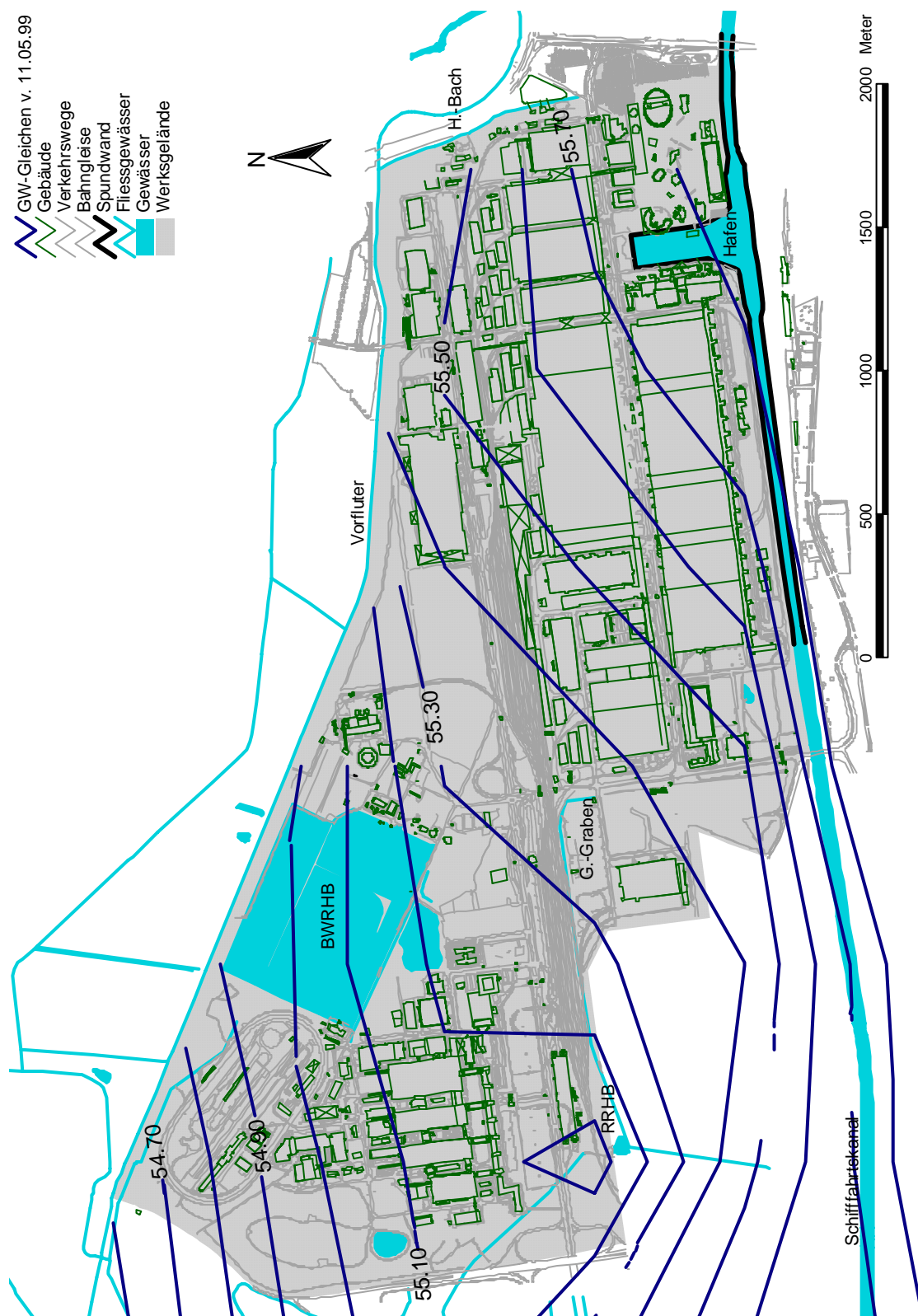


Legende:					
	Ton		Grobkies		Kalkmergelstein
	Schluff		Steine		Kalkstein
	Feinsand		Geschiebelehm		Mutterboden
	Mittelsand		Geschiebemergel		Auffüllung
	Grobsand		Torf		
	Feinkies		Sandstein		
	Mittelkies		Tonstein		

Anhang 3.7: Geologischer Profilschnitt in West-Ost-Richtung - Schnitt 2.1
Maßstab: 1 : 16 000 : 500



Anhang 3.8: Geologischer Profilschnitt in West-Ost-Richtung - Schnitt 2.2
Maßstab: 1 : 11 640 : 460



Anhang 4: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit Darstellung der Grundwassergleichen vom 11.05.99 [mNN]

Anhang 5-a: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung

Kenn- nung	Al	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sc	Sr	Ti	V	Y	Ti	V	Y	Yb	Zn	Zr
A 14	7524	29	63	2182	0.33	5.8	17	10	10409	875	1075	261	43	15	23	1.6	15	47	18	9.3	47	18	9.3	0.82	68	1.6
A 15	12835	38	68	2368	0.44	4.5	17	8.8	14631	701	1002	276	24	16	36	1.3	13	20	21	7.8	20	21	7.8	0.83	57	1.0
A 16	11312	26	42	1840	0.29	3.6	13	5.8	10178	824	842	228	0.13	11	31	0.67	12	26	14	6.4	26	14	6.4	0.57	37	0.61
A 17	13889	34	131	6136	0.40	4.5	21	24	12742	1446	1343	525	83	17	42	0.86	40	11	26	6.9	11	26	6.9	0.82	96	0.73
A 18	9065	31	45	1340	0.34	7.1	14	6.9	11020	1397	1007	384	12	25	16	9.5	52	14	7.4	52	14	7.4	0.69	32	3.1	
A 19	10129	23	51	2572	0.31	3.5	13	9.3	8852	550	588	376	73	8.8	25	0.39	19	29	13	3.5	29	13	3.5	0.43	65	0.4
A 20	11492	41	51	3510	0.44	5.6	17	24	16252	762	1015	528	26	15	34	0.80	16	25	18	6.6	25	18	6.6	0.75	72	1.5
A 21	8630	22	37	1317	0.23	2.4	13	7.1	9365	901	893	200	53	10	24	1.1	8.2	22	14	3.6	22	14	3.6	0.46	26	1.2
A 22	8245	37	67	1026	0.37	7.8	15	6.6	18563	1130	1330	505	49	15	26	2.4	7.1	89	16	15	89	16	15	1.1	32	6.7
A 23	6236	48	49	1266	0.40	6.7	16	6.5	14853	788	1251	556	48	16	24	2.0	31	129	18	13	129	18	13	1.2	31	5.7
A 24	4783	15	45	1160	0.20	4.6	8.3	3.6	7988	563	768	207	61	10	10	0.92	6.8	54	10	5.6	54	10	5.6	0.35	26	2.3
A 25	9321	38	93	5166	0.34	12	34	25	14493	1155	1438	976	11	32	30	2.0	25	110	18	9.1	110	18	9.1	0.93	88	3.6
A 26	7873	23	33	1667	0.26	4.2	16	3.7	8333	914	1180	111	15	11	20	1.9	8.3	161	11	8.6	161	11	8.6	0.67	16	6.8
A 27	8948	53	48	4955	0.62	8.8	22	11	22740	1054	1409	333	59	17	29	2.5	23	80	25	7.9	80	25	7.9	0.84	43	3.7
A 28	6033	25	71	3331	0.27	5.7	12	10	10456	662	860	377	79	13	19	1.3	23	44	16	10	44	16	10	0.74	61	1.4
A 30	9998	30	40	1067	0.31	6.0	16	4.5	12423	1275	1655	284	3.1	14	24	2.2	7.4	174	14	8.9	174	14	8.9	0.64	32	8.7
A 31	5943	19	33	1547	0.22	3.2	16	4.4	7082	733	946	126	2.9	9.2	15	1.5	7.8	158	9.1	9.4	158	9.1	9.4	0.70	27	5.8
A 32	11565	47	83	7298	0.54	7.1	20	18	15248	1491	1433	693	32	20	41	1.7	27	141	24	9.7	141	24	9.7	0.88	102	2.8
A 33	21790	91	246	6908	1.5	14	34	28	35991	2394	2700	1915	144	50	56	7.4	33	13	46	19	13	46	19	2.0	187	17
B 14	9730	30	124	12241	0.30	5.5	18	18	12229	800	1112	652	11	16	28	1.0	35	42	15	7.1	42	15	7.1	0.55	71	<0.001
B 15	18340	58	122	4698	0.87	15	25	13	24539	1288	1961	344	54	33	45	4.0	21	19	32	11	19	32	11	1.4	71	6.0
B 16	8023	33	53	3118	0.34	7.0	15	8.0	12030	784	1069	605	51	13	23	1.3	17	21	16	8.6	21	16	8.6	0.64	42	0
B 17	11991	46	143	7996	0.48	4.7	25	25	16908	1044	1225	474	44	21	40	1.4	58	54	29	9.3	54	29	9.3	0.95	108	1.5
B 18	14692	38	124	7718	0.46	3.5	18	16	14475	944	1272	795	64	14	37	0.59	59	52	23	6.1	52	23	6.1	0.72	63	0.50
B 19	11182	34	100	21975	0.39	4.7	24	23	11415	921	1154	413	49	14	35	0.82	63	48	20	9.1	48	20	9.1	0.65	98	<0.001
B 20	8601	22	57	7067	0.20	3.5	12	7.5	7895	593	896	205	68	10	20	0.50	33	29	9.5	4.5	29	9.5	4.5	0.32	45	<0.001
B 21	8365	37	81	1858	0.31	5.0	14	7.8	12950	863	1182	774	49	12	21	1.7	10	44	15	5.6	44	15	5.6	0.59	40	1.0
B 22	6354	34	45	1519	0.33	3.5	12	4.9	11185	712	909	142	44	10	21	1.4	8.4	70	12	5.2	70	12	5.2	0.64	20	2.8
B 23	5454	17	37	1319	0.21	1.6	12	4.4	6177	691	797	104	65	8.7	12	1.0	7.9	56	7.9	4.1	56	7.9	4.1	0.37	21	1.2
B 24	5504	23	27	1316	0.25	1.9	10	2.0	7797	722	890	116	45	8.2	11	1.2	6.5	84	7.5	6.6	84	7.5	6.6	0.62	17	2.5
B 25	7815	41	47	4179	0.33	6.4	16	6.0	14874	1045	1066	628	53	13	24	1.4	19	95	19	8.1	95	19	8.1	0.74	33	1.4
B 30	7870	101	122	5378	1.5	6.3	34	37	38047	1510	1383	527	237	28	67	2.6	61	102	31	7.2	102	31	7.2	1.2	105	4.3
B 31	4537	13	104	2410	<0.001	2.1	8.3	<0.001	5540	848	838	64	158	6.9	2.7	1.0	14	74	5.8	3.9	74	5.8	3.9	0.19	23	4.9
C 12	7663	47	167	48795	0.93	8.2	21	28	18942	1502	1683	654	267	24	43	2.3	99	27	29	11	27	29	11	1.3	203	4.3
C 14	7636	30	45	2916	0.32	3.2	11	6.3	10747	549	771	617	66	10	20	0.61	12	25	12	5.3	25	12	5.3	0.49	38	0.79
C 15 / 1	10149	30	72	9762	0.32	2.4	15	14	8742	875	1048	177	11	13	29	0.81	48	40	18	6.4	40	18	6.4	0.66	60	1.0
C 17	13886	72	1552	54990	1.0	10	47	265	25685	1368	2497	639	140	38	65	2.7	317	191	31	9.4	191	31	9.4	1.3	291	3.1
C 30	7923	40	57	2103	0.35	6.8	16	15	14573	790	927	546	80	16	24	1.2	17	62	18	6.5	62	18	6.5	0.84	69	2.2
C 31	10622	43	95	2915	0.45	6.7	22	14	16636	1183	1329	620	64	19	31	2.0	18	20	18	10	20	18	10	1.1	75	2.1
C 32	15251	62	205	19213	1.0	11	31	34	26152	1978	3478	1754	914	37	46	4.0	70	46	46	19	46	46	19	1.8	225	7.8
D 07	10551	27	105	7439	0.30	2.7	14	12	11062	979	1493	173	90	18	27	3.5	46	3.5	22	11	3.5	22	11	1.0	39	5.7
D 08	11526	40	99	9349	0.37	4.7	18	6.3	15035	1185	1826	79	76	21	28	3.1	24	11	19	9.3	11	19	9.3	0.88	48	6.1
D 14	7759	27	67	4589	0.30	3.6	17	11	8781	596	888	570	31	11	25	0.85	21	36	17	5.4	36	17	5.4	0.61	113	1.6
D 15	10486	45	128	8410	0.59	4.1	17	20	14280	744	973	269	22	14	44	1.7	37	12	28	16	12	28	16	1.6	88	3.4
D 16	7560	35	76	6796	0.37	4.0	15	16	12717	700	914	615	94	13	24	0.76	35	42	17	6.4	42	17	6.4	0.57	107	1.1
D 17	5964	47	54	1418	0.57	3.8	15	12	11806	639	551	262	22	11	25	0.95	18	21	17	5.5	21	17	5.5	0.82	44	1.2
D 18	8841	47	84	3653	0.60	5.6	21	18	15123	772	1124	681	304	16	30	1.3	26	24	21	8.3	24	21	8.3	0.91	90	1.8
D 19	9059	44	184	10090	0.65	4.7	29	41	13182	992	1341	731	369	23	38	0.59	58	37	25	8.2	37	25	8.2	0.95	232	1.9
D 20	10974	56	191	9244	0.90	7.2	66	80	17180	1208	1731	1124	389	39	52	1.8	55	78	34	8.2	78	34	8.2	1.0	447	2.9
D 21	9634	37	65	5839	0.35	4.6	25	14	11983	752	1204	649	156	14	24	1.1	30	36	16	6.1	36	16	6.1	0.64	73	4.3
D 22	9426	26	71	3873	0.33	3.1	25	21	8897	858	1487	377	228	15	24	1.0	19	55	13	4.8	55	13	4.8	0.51	81	1.2
D 23	5382	22	41	2796	0.23	2.5	8.4	8.0	5515	404	708	106	65	11	8.3	0.66	22	42	8.5	2.8	42	8.5	2.8	0.42	35	1.0
D 24	6707	29	59	3086	0.31	3.9	17	13	9236	866	1051	192	201	14	21	1.4	18	51	14	5.5	51	14	5.5	0.64	90	2.8
D 25	6974	31	39	2286	0.25	3.8	15	5.9	10677	728	1010	246	111	10	15	0.88	16	50	11	6.3	50	11	6.3	0.31	30	<0.001
D 26	10179	21	91	3956	0.25	3.5	15	20	7556	800	1079	218	55	11	30	0.77	32	28	12	5.3	28	12	5.3	0.38	126	1.3
D 28	17305	70	220	10906	1.0	10	61	64	27369	2539	2489	971	228	40	49	3.6	48	27	39	12	27	39	12	1.1	274	

Anhang 5-b: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung

Ken- nung	Al	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sc	Sr	Ti	V	Y	Ti	V	Y	Yb	Zn	Zr
D 29	7640	41	111	2289	0,34	5,8	20	16	14799	1064	1260	336	42	17	31	1,5	15	118	15	8,5	118	15	8,5	0,85	79	3,4
D 30	5996	32	132	2203	0,31	3,5	13	14	11793	623	682	121	51	10	16	1,4	22	52	14	5,2	52	14	5,2	0,57	41	4,5
D 31	9728	62	107	8687	1,0	11	22	16	22380	1077	1568	1105	91	28	31	2,9	49	35	28	12	35	28	12	1,3	99	5,4
D 32	21738	90	205	8926	1,5	13	39	32	35770	1966	2442	2238	132	46	55	3,7	37	27	43	17	27	43	17	1,8	287	4,0
D 33	10200	61	137	5375	1,4	8,3	18	16	29481	1416	1257	1292	728	28	38	3,0	28	9,4	29	14	9,4	29	14	1,5	110	4,8
D 34	12302	62	113	4294	0,95	1,3	25	20	23837	1785	2170	1057	174	39	37	4,7	24	41	29	21	41	29	21	2,0	112	14
E 07	11441	54	205	8955	0,72	3,9	23	24	19153	826	1649	112	111	24	27	4,9	37	8,6	29	20	8,6	29	20	2,0	53	12
E 08	8095	79	105	4203	1,3	4,9	16	10	30496	549	990	341	77	23	28	2,6	28	7,8	23	9,9	7,8	23	9,9	1,4	41	10
E 09	9892	34	93	3430	0,36	5,0	17	13	14294	1127	1286	131	84	25	24	2,9	22	22	21	11	22	21	11	1,1	79	6,2
E 10	6941	36	74	3646	0,30	2,4	28	12	11385	944	1423	180	166	12	17	1,4	25	19	24	6,6	19	24	6,6	0,67	34	2,5
E 12	9711	44	116	8362	0,38	2,4	24	11	14759	948	1776	236	86	14	24	1,8	45	13	38	9,1	13	38	9,1	1,0	37	4,9
E 13	3496	29	143	1911	0,34	6,0	33	29	8871	662	617	91	251	13	20	1,1	18	149	10	5,1	149	10	5,1	0,79	47	7,2
E 14	6580	32	53	1736	0,33	5,3	13	8,2	9619	669	845	323	46	12	20	1,1	13	25	12	7,1	25	12	7,1	0,98	41	3,0
E 19	14060	52	246	25175	0,74	7,0	43	33	15643	1796	2595	866	333	26	44	3,3	93	56	35	14	56	35	14	1,6	164	7,6
E 33	9322	51	286	13216	2,0	5,7	55	99	22219	1055	1454	590	190	35	85	2,3	79	21	39	13	21	39	13	1,4	386	4,0
F 07	4449	19	45	4017	0,25	3,5	10	7,8	7846	626	886	30	72	17	12	1,3	15	20	11	5,1	20	11	5,1	0,49	28	7,3
F 08	13731	51	72	5996	0,79	19	22	21	21169	2495	2939	112	159	55	30	4,6	28	14	24	8,1	14	24	8,1	1,1	55	12
F 09	9514	43	139	5247	0,58	5,1	19	19	14662	947	1041	186	105	22	31	2,8	48	16	31	11	16	31	11	1,3	54	9,4
F 10	5123	29	51	2863	0,34	3,9	21	13	7359	127	866	136	181	11	18	1,2	19	41	17	7,9	41	17	7,9	0,96	28	6,0
F 14	11345	44	75	2208	0,46	8,3	24	13	14344	1347	1977	252	98	20	27	2,8	18	24	18	12	24	18	12	1,3	60	5,0
F 17	8478	36	146	7121	0,69	3,4	14	16	16061	514	777	291	106	15	32	1,6	42	10	25	11	10	25	11	1,1	91	4,4
F 18	14861	57	988	37171	1,2	8,9	40	176	19540	1540	1968	728	356	24	186	2,4	224	53	31	11	53	31	11	1,4	496	5,3
F 19	10778	48	96	5318	0,61	7,8	20	18	16075	1127	1384	412	94	19	40	2,2	31	14	22	11	14	22	11	1,4	75	5,3
F 31	7207	31	132	20141	0,39	4,9	52	42	10815	792	1320	471	335	68	22	1,4	87	152	17	9,8	152	17	9,8	1,1	69	4,3
G 07	10563	38	98	14220	0,68	6,0	16	26	14880	1158	1196	52	144	31	27	3,0	64	20	21	8,1	20	21	8,1	1,0	58	7,5
G 08	6510	29	44	3875	0,30	4,2	14	11	10296	1075	1004	121	85	21	19	2,1	20	37	19	5,4	37	19	5,4	0,71	43	4,3
G 09	5894	32	98	5318	0,36	3,9	14	10	11756	813	734	129	100	18	16	1,8	31	12	17	6,2	12	17	6,2	0,67	31	6,5
G 10	7292	21	102	4197	0,26	2,6	20	7,5	8011	864	1598	125	173	13	13	1,2	26	33	24	9,9	33	24	9,9	0,98	31	8,6
G 11	3197	12	35	1656	<0,001	0,8	21	5,5	4899	579	658	49	190	10	7,4	<0,001	11	133	7,2	4,5	133	7,2	4,5	0,39	21	5,4
G 12	14681	58	211	31270	0,89	10	38	42	20685	1385	1929	361	240	37	44	3,6	146	82	44	13	82	44	13	1,8	109	8,6
G 13	10521	45	138	21174	0,54	5,2	26	37	12963	1025	2669	451	169	20	36	2,0	148	181	25	9,3	181	25	9,3	1,2	88	4,4
G 15/16	7902	27	752	8827	0,55	6,5	17	38	12696	825	1313	275	75	18	29	1,3	85	39	20	6,3	39	20	6,3	0,72	194	3,2
G 19	9331	27	74	2074	0,39	5,6	16	21	9314	711	1172	293	78	12	25	1,0	13	37	16	6,2	37	16	6,2	0,93	45	3,8
G 23	11145	32	349	12706	0,70	4,8	21	43	13999	797	1332	605	129	19	39	1,3	74	32	28	9,2	32	28	9,2	0,88	191	2,0
G 24	10636	51	503	33587	0,77	4,3	43	38	15384	903	2240	416	144	26	40	2,0	206	145	32	12	145	32	12	1,2	152	4,4
G 25	14654	37	74	6029	0,41	3,4	19	15	11090	651	1009	107	70	15	34	1,2	49	50	19	6,0	50	19	6,0	0,56	72	2,0
G 26	14694	69	237	29047	1,2	10	48	53	24344	716	2033	323	159	23	54	2,1	180	118	38	9,7	118	38	9,7	1,62	134	5,9
G 28	10831	59	97	10752	1,1	5,4	17	13	25016	976	1539	608	183	14	80	1,6	47	44	33	6,6	44	33	6,6	0,95	54	5,7
G 30	6315	35	223	22394	0,35	5,9	19	36	15299	558	1011	365	122	18	29	1,3	89	23	19	7,1	23	19	7,1	0,75	118	3,8
H 03	25631	81	1690	68012	2,7	7,2	72	449	19062	1798	116206	1025	1224	42	128	2,4	194	213	22	8,4	213	22	8,4	1,0	1584	13
H 04	8245	18	53	1970	0,28	5,0	15	15	7023	615	745	51	77	25	17	1,2	15	14	12	6,7	14	12	6,7	0,52	64	1,9
H 05	9425	26	116	3480	0,31	3,3	15	12	9938	785	640	106	74	25	20	2,6	34	10	17	10	10	17	10	0,86	37	5,9
H 06	11270	85	114	3957	1,5	10	20	21	31993	1420	1452	703	80	30	39	4,1	27	15	31	14	15	31	14	1,5	105	7,2
H 07	10721	39	85	3971	0,38	10	24	14	12668	1305	2404	315	109	19	25	3,3	23	11	27	13	11	27	13	1,3	64	3,4
H 08	7556	45	93	4736	0,45	4,0	18	13	15614	972	1235	168	169	17	24	1,8	31	18	19	6,9	18	19	6,9	0,89	80	5,1
H 09	11851	58	197	2696	0,29	6,0	95	66	21906	2060	2790	136	379	35	20	2,0	12	495	17	6,9	495	17	6,9	0,62	54	8,6
H 10	1521	49	65	4925	0,37	3,8	18	11	9447	662	1273	199	101	14	17	1,4	28	37	37	7,6	37	37	7,6	0,81	57	5,4
H 11	3171	28	33	3197	0,31	2,6	17	7	8323	639	928	51	88	7,2	10	1,5	18	86	16	5,4	86	16	5,4	0,67	21	8,2
H 12	4410	63	63	1558	0,31	3,8	28	23	9214	653	678	65	97	16	24	1,6	22	52	23	6,5	52	23	6,5	0,75	32	6,2
H 13	9074	32	331	5247	1,5	13	21	54	15263	995	2219	832	85	25	49	3,1	33	90	22	11	90	22	11	1,8	137	9,3
H 14	7710	30	93	12221	0,41	5,7	22	12	11175	1011	1950	479	289	17	25	2,4	40	21	32	11	21	32	11	1,1	108	6,5
H 17	14686	123	1226	39748	3,5	20	166	2884	61889	971	5346	1377	326	102	327	3,0	231	373	56	9,3	373	56	9,3	1,7	1710	6,8
H 18	13402	31	304	69126	0,49	6,9	33	25	12555	1552	3318	466	853	22	31	3,8	173	176	23	14	176	23	14	1,4	224	10
H 20	15063	54	126	10255	1,1	6,8	24	28	19537	1045	1864	669	160	21	44	1,8	44	70	41	13	70	41	13	1,5	103	5,2
H23/24	10937	59	416	27680	1,3	7,8	66	103	24442	1263	3062	473	186	63	52	2,5	164	54	37	11	54	37	11	1,3	212	7,0

Anhang 5-c: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung

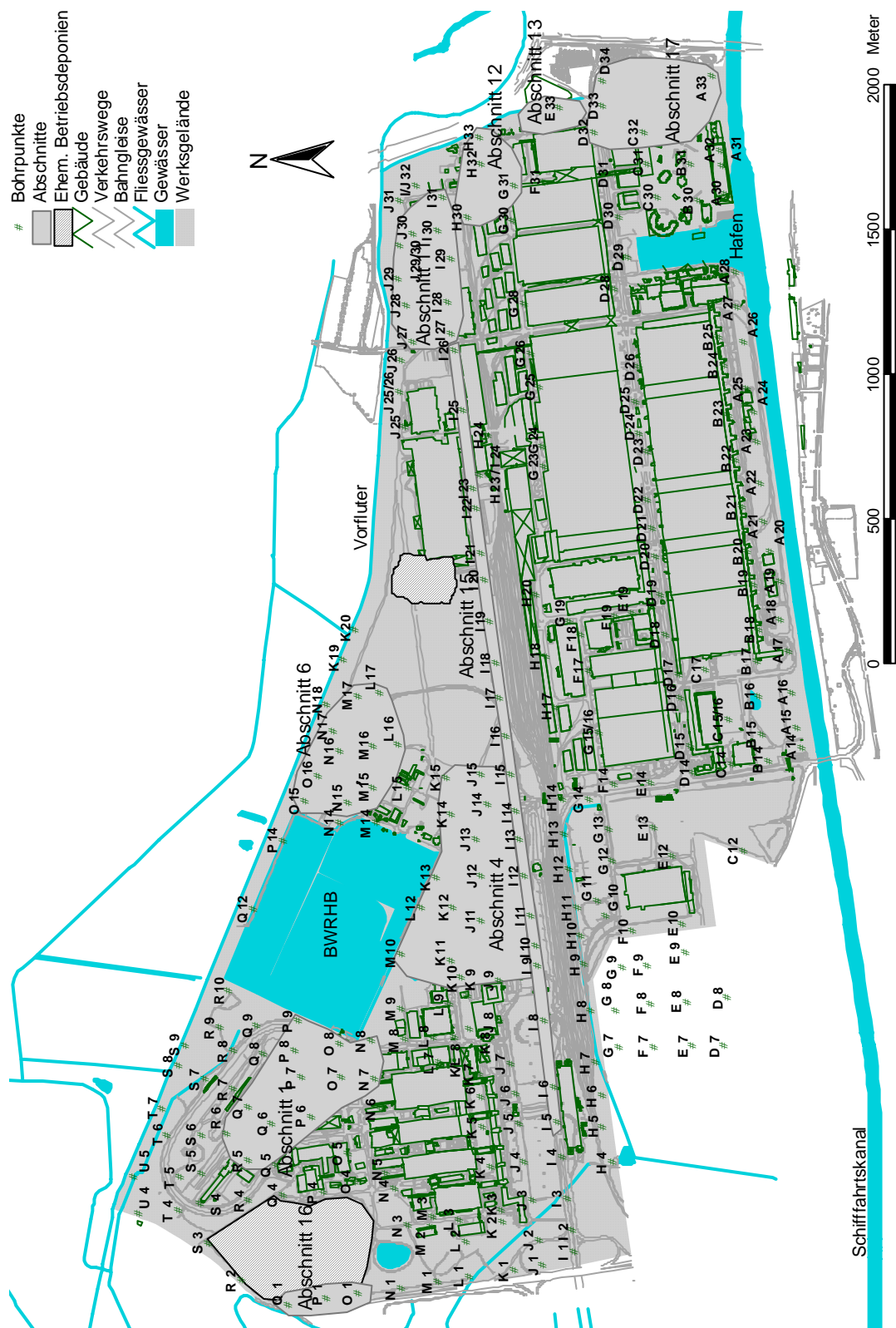
Kenn- nung	Al	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sc	Sr	Ti	V	Y	Ti	V	Y	Yb	Zn	Zr
[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
H 20	10527	55	407	23853	1,0	5,9	44	214	20584	1309	2671	765	382	35	41	2,3	144	145	50	13	145	50	13	13	358	6,2
H 34	10568	147	2836	26069	4,7	23	545	1104	79614	1119	5939	1153	402	193	960	2,3	188	73	59	8,6	73	59	8,6	1,8	1486	7,3
H 32	10915	76	2765	43651	2,9	17	92	696	42143	972	2890	534	155	89	536	2,3	236	89	39	8,0	89	39	8,0	1,3	897	6,5
H 33	16288	72	280	9383	2,2	12	36	132	36586	1130	1781	538	230	43	93	3,2	80	20	47	21	20	47	21	2,2	646	11
IJ 32	11507	62	178	4457	1,4	4,9	22	18	25498	1000	1091	176	140	19	41	2,4	49	13	27	9,9	13	27	9,9	1,3	86	6,4
I 01	5234	<0,001	192	4347	0,17	<0,001	49	55	9039	612	1017	134	223	23	27	0,22	27	150	16	8,1	150	16	8,1	0,30	84	<0,001
I 02	8441	25	94	13736	0,57	4,8	26	32	12881	787	1367	295	230	21	29	1,9	29	22	9,1	29	22	9,1	1,0	105	8,3	
I 03	5944	<0,001	67	4212	0,22	2,2	21	17	9514	718	1332	225	289	16	20	1,3	25	65	12	6,7	65	12	6,7	0,89	108	3,1
I 04	9674	33	99	8946	0,39	3,8	16	27	9773	626	1074	724	213	22	36	1,4	50	36	22	9,1	36	22	9,1	1,2	106	5,0
I 05	6914	23	88	14231	0,35	3,9	39	72	10889	811	1673	273	49	30	31	3,1	59	100	28	14	100	28	14	1,8	132	10
I 06	8006	40	99	28405	0,35	5,0	60	110	11927	1014	1953	196	469	88	30	3,8	113	124	29	13	124	29	13	1,9	106	15
I 08	7559	62	187	2219	1,0	23	121	366	16810	803	1727	53	101	445	39	4,5	22	63	30	23	63	30	23	2,8	456	17
I 09	7417	26	149	6971	0,85	5,2	57	110	10304	865	1113	172	312	88	29	2,0	45	28	20	9,2	28	20	9,2	1,1	146	8,5
I 10	6440	14	123	15151	0,35	3,2	50	77	9114	869	1367	132	151	46	19	1,8	49	46	14	6,9	46	14	6,9	0,83	97	8,9
I 11	7451	58	103	4302	0,57	4,4	34	45	17110	1071	1208	341	242	30	39	4,0	31	37	27	11	37	27	11	2,0	80	14
I 12	9663	48	217	15037	0,44	6,5	110	154	14465	1147	1559	252	228	124	42	3,4	50	49	27	13	49	27	13	2,1	141	10
I 13	6884	54	148	3870	0,57	3,3	47	76	15014	771	1021	180	261	43	43	3,5	42	34	30	13	34	30	13	2,5	87	14
I 14	5112	37	86	2848	0,95	5,4	47	50	14302	890	1146	90	137	23	25	2,1	28	36	21	7,2	36	21	7,2	1,3	62	8,7
I 15	7059	<0,001	174	4969	0,25	1,7	39	38	8823	587	908	159	284	50	43	2,0	36	19	29	10	19	29	10	2,4	104	7,3
I 16	8062	15	152	3431	0,42	1,2	37	57	8206	746	1096	151	280	53	24	1,4	25	58	25	14	58	25	14	1,1	108	5,7
I 17	8271	51	156	19080	0,46	4,2	34	43	14102	864	1270	312	147	41	46	3,9	78	40	33	12	40	33	12	2,6	112	16
I 18	8241	83	2215	49364	0,81	6,8	58	143	14506	870	1848	509	303	59	85	4,0	226	89	37	12	89	37	12	2,9	651	21
I 19	8935	79	877	22584	0,83	6,4	65	163	17611	932	1697	288	441	71	76	4,6	112	44	36	14	44	36	14	3,0	282	20
I 20	8719	164	1675	73376	2,4	22	1796	1898	47305	1165	3145	630	315	1899	209	6,0	769	299	47	17	299	47	17	3,7	517	26
I 21	13342	63	1748	27590	1,3	9,3	82	289	25804	1748	11012	764	327	68	49	3,3	121	175	37	10	175	37	10	1,4	288	12
I 22	12903	51	710	37384	1,2	8,9	48	165	19813	1482	4728	723	456	44	52	3,2	186	122	39	13	122	39	13	1,6	261	8,9
I 23	10167	37	249	29449	0,84	7,4	50	82	16955	1248	2078	478	750	41	34	2,5	149	48	31	11	48	31	11	1,2	145	5,7
I 25	9215	53	277	22138	1,5	8,0	65	245	23875	937	2375	446	21	81	55	2,0	170	44	26	7,8	44	26	7,8	1,0	422	5,9
I 26	11280	120	581	16639	1,9	8,2	41	118	35149	1192	1710	341	561	42	120	5,2	142	62	52	19	62	52	19	3,5	154	23
I 27	18933	174	1568	70437	2,8	25	104	1384	46988	1134	7850	695	909	128	315	7,5	703	655	74	25	655	74	25	4,3	1097	35
I 28	13363	76	1305	12931	2,2	11	100	314	35965	1283	2531	440	580	47	879	3,0	131	19	35	11	19	35	11	1,5	591	7,8
I 29	21390	206	1425	86189	3,1	38	64	1285	36059	3035	11508	480	792	140	438	14,1	1367	1465	121	30	1465	121	30	3,7	592	46
I 30	16272	277	278	147290	1,2	10	29	59	20968	520	21498	469	790	29	91	6,3	1382	2214	43	17	2214	43	17	3,5	102	81
J 01	10774	189	314	57274	2,8	25	147	1227	42176	1605	24686	585	521	166	237	3,0	390	282	45	11	282	45	11	1,4	1071	11
J 01	6176	49	24	1523	0,35	3,8	14	19	6007	351	588	113	95	16	40	2,7	10	45	18	6,1	45	18	6,1	2,0	35	15
J 02	8706	39	22	365	0,35	2,9	14	17	3429	266	213	31	98	13	46	2,6	5,1	44	15	5,8	44	15	5,8	1,9	31	15
J 03	18878	29	72	1694	0,37	2,8	17	10	9984	1071	902	102	321	15	33	0,4	14	46	13	3,9	46	13	3,9	0,54	62	6,3
J 04	5711	4,8	12	1582	<0,001	1,7	5,3	5,8	5297	739	900	88	202	9,0	0	<0,001	5,9	218	<0,001	1,3	218	<0,001	1,3	<0,001	15	<0,001
J 05	8739	28	64	2928	0,34	1,6	23	11	10789	772	1211	99	163	16	18	1,2	24	38	14	5,0	38	14	5,0	0,076	22	0,9
J 06	9270	29	62	1123	0,29	3,5	34	31	10848	1318	1374	74	98	12	20	2,1	11	119	16	8,7	119	16	8,7	1,1	30	6,8
J 07	9281	27	53	1927	0,55	1,1	33	25	8839	1202	1334	107	133	53	26	2,0	15	91	15	8,8	91	15	8,8	1,2	173	3,9
J 08	4939	50	120	3309	0,65	5,4	45	76	9237	626	732	99	122	53	41	3,2	30	28	22	8,7	28	22	8,7	2,3	97	17
J 09	5822	24	68	42527	0,43	4,0	41	37	13080	1022	1458	89	546	34	44	3,3	176	236	26	9,9	236	26	9,9	2,5	67	24
J 11	12544	72	368	27328	1,4	7,2	155	248	24436	1777	2158	656	359	137	98	2,0	90	72	31	8,8	72	31	8,8	0,51	472	1,0
J 12	7878	31	201	12677	0,35	3,8	25	33	8745	901	2204	132	296	30	21	1,0	61	26	17	5,8	26	17	5,8	0,57	70	3,0
J 13	14733	81	1058	31003	2,0	14	413	520	13185	2182	7356	1095	403	128	3,2	122	66	86	13	66	86	13	1,9	978	8,3	
J 14	8109	38	182	12097	0,80	7,1	30	44	15278	1063	1630	373	86	28	32	2,2	66	37	23	11	37	23	11	1,2	135	6,1
J 15	12528	158	277	29046	1,0	8,4	38	72	17185	1241	4551	352	197	40	49	3,5	226	110	31	14	110	31	14	1,5	215	11
J 25	12028	44	205	31395	0,39	7,2	38	39	15171	1246	1913	401	191	30	36	1,9	217	112	20	7,9	112	20	7,9	0,89	211	2,9
J 25/26	5907	60	157	18716	1,0	5,5	23	24	12539	885	959	65	271	20	45	3,7	84	26	24	12	26	24	12	2,7	60	21
J 26	12231	75	220	7299	1,4	11	28	43	18337	1237	1683	183	157	35	80	4,9	81	24	39	16	24	39	16	3,1	143	23
J 27	15985	237	1607	27335	7,9	65	804	1477	154436	1059	2817	1715	817	780	1067	2,5	525	258	39	7,2	258	39	7,2	2,7	384	12
J 28	18799	103	1888	34052	3,2	20	109	2031	35754	1765	3611	692	941	177	248	2,7	270	267	33	10	267	33	10	1,5	731	5,2
J 29	11735	79	980	5919	1,0	6,4	37	57	28503	1515	1516	270	35	42	1,8	82	31	49	10	31	49	10	1,1	207	3,1	
J 29/30	13945	71	1014	18300	1,0	6,6	60	110	264																	

Anhang 5-d: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung

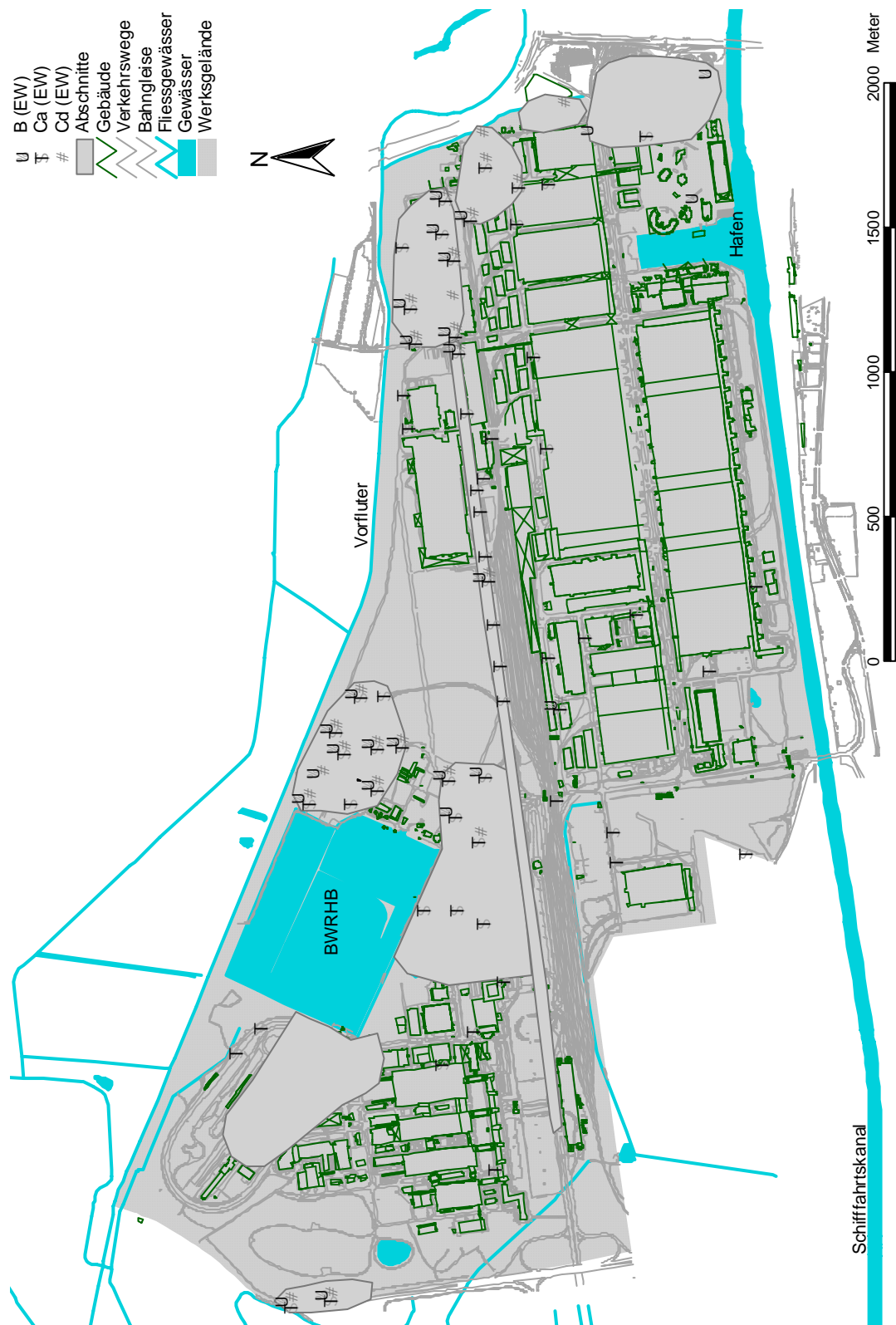
	Al	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sc	Sr	Ti	V	Y	Ti	V	Y	Yb	Zn	Zr
Ken- nung	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
J 31	10639	57	206	6133	1,1	4,4	29	29	19225	883	1101	201	139	23	34	2,8	58	9,3	25	12	9,3	25	12	1,4	91	10
K/L 08	7438	32	87	3531	0,37	3,6	29	33	10251	856	974	124	129	18	27	1,3	24	46	15	5,8	46	15	5,8	0,71	49	2,8
K 01	16891	34	70	3122	0,71	5,7	20	23	5065	415	686	279	219	17	53	2,4	19	72	19	6,6	72	19	6,6	1,9	66	14
K 02	10835	41	45	3060	0,75	4,9	19	18	8034	826	906	42	393	15	45	2,7	23	37	20	5,8	37	20	5,8	1,9	35	15
K 03	8436	24	50	837	0,29	2,7	15	9,1	8113	1229	1142	58	69	9,2	15	1,5	7,5	37	10	3,0	37	10	3,0	0,52	18	8,9
K 04	9370	22	105	3513	0,71	8,1	34	29	9064	657	750	105	89	26	37	3,5	72	18	22	8,7	18	22	8,7	2,3	52	21
K 05	5203	43	109	54014	0,40	1,4	13	9,5	7582	843	1877	78	226	16	29	2,1	47	202	22	7,9	202	22	7,9	0,83	40	5,4
K 06	10196	42	103	5926	1,0	6,9	23	34	18333	498	760	362	85	21	46	3,2	29	10	24	9,2	10	24	9,2	2,3	133	16
K 07	5423	<0,001	65	6989	<0,001	<0,001	9,2	<0,001	9918	1022	1372	97	363	8,1	<0,001	<0,001	31	100	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	83	<0,001
K 08	8112	26	332	4778	<0,001	18	73	116	8940	872	1176	124	261	50	2,4	0,41	31	177	21	11	177	21	11	<0,001	65	3,4
K 09	7767	31	223	20482	0,23	5,6	52	42	14134	1155	1720	354	263	51	12	0,72	92	109	18	7,1	109	18	7,1	0,088	80	<0,001
K 10	7131	39	76	3474	0,26	0,3	25	12	14782	1040	1165	76	280	19	18	0,46	33	190	13	5,5	190	13	5,5	0,64	45	3,5
K 11	4476	44	167	4818	0,49	7,5	61	87	18007	1157	1750	66	195	72	16	2,2	37	186	22	7,1	186	22	7,1	0,92	102	17
K 12	8926	48	1141	25438	1,6	7,4	433	569	20529	1053	2489	347	171	525	45	1,6	109	62	26	7,5	62	26	7,5	0,81	994	5,0
K 13	9206	50	167	12268	0,57	1,1	55	61	16257	1165	1689	445	112	68	27	2,3	50	30	22	12	30	22	12	1,2	143	3,9
K 14	19419	119	324	94023	0,69	7,8	73	83	20010	1647	7570	657	384	44	47	4,4	430	1338	40	15	1338	40	15	1,8	108	43
K 15	6871	100	859	141914	5,4	1,7	1782	1966	35999	841	5364	740	291	1052	725	2,2	415	162	138	7,2	162	138	7,2	1,4	<0,001	4,7
K 16	7859	25	208	2064	0,43	1,7	7,9	5,7	13161	929	707	36	111	13	21	0,94	32	42	13	4,5	42	13	4,5	0,42	45	4,1
K 20	5566	9,1	28	1468	0,37	5,2	27	10	7160	781	928	21	151	16	31	1,6	11	74	12	4,4	74	12	4,4	0,96	28	11
L 01	13408	14	64	741	0,43	4,9	24	16	5247	542	702	25	350	29	35	0,91	5,6	41	10	4,4	41	10	4,4	0,88	37	5,2
L 02	9687	36	90	1638	0,34	2,7	13	11	8908	596	802	109	84	12	24	1,0	11	36	11	3,5	36	11	3,5	0,38	30	1,1
L 03	7769	19	37	7031	0,48	4,9	11	11	7575	427	574	90	53	10	29	1,0	30	49	11	3,9	49	11	3,9	0,72	30	4,6
L 07	7746	40	74	27782	<0,001	<0,001	10	3,4	7459	1079	187	878	14	<0,001	<0,001	<0,001	113	144	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	70	<0,001
L 08	8817	43	105	5306	0,32	2,8	25	27	13482	1181	1196	242	157	19	24	1,6	35	68	18	9,4	68	18	9,4	0,79	50	3,8
L 09	4007	10	35	2938	<0,001	1,4	20	10	5833	679	877	93	247	15	<0,001	<0,001	9,2	345	6,0	3,6	345	6,0	3,6	<0,001	54	<0,001
L 12	10259	71	1600	15932	0,95	10	411	443	20295	917	4547	324	169	432	53	2,0	96	55	27	9,3	55	27	9,3	1,1	697	6,3
L 15	7767	52	62	3261	0,37	5,6	19	15	11987	1121	1022	440	133	19	25	1,6	21	47	16	8,6	47	16	8,6	0,79	89	2,9
L 16	14539	187	3628	37212	3,9	21	931	1226	54131	1438	4188	857	392	490	172	4,1	381	563	59	15	563	59	15	2,0	981	13
L 17	22558	<0,001	172	142672	1,2	8,2	37	55	18055	913	12538	395	453	26	52	4,0	709	1794	32	15	1794	32	15	1,9	126	59
M 01	10174	36	62	2512	0,27	3,3	16	12	8022	564	885	352	277	15	28	0,69	16	43	11	4,4	43	11	4,4	0,40	67	0,69
M 02	4748	29	77	287	0,15	1,4	6,4	4,8	3337	294	305	25	53	6,4	7,3	0,37	3,1	44	4,1	2,3	44	4,1	2,3	0,26	13	0,80
M 03	6889	16	51	4064	0,59	8,0	17	15	6978	1065	1207	168	79	20	26	2,4	22	40	16	8,0	40	16	8,0	1,4	46	11,0
M 08	4042	10	96	1174	<0,001	<0,001	12	56	7621	828	944	68	369	37	<0,001	<0,001	6,7	301	<0,001	0,4	301	<0,001	0,4	<0,001	62	<0,001
M 09	1790	16	14	904	0,19	1,3	28	6,5	4470	497	422	38	148	5,8	5,3	0,48	5,1	147	4,2	3,4	147	4,2	3,4	0,39	13	4,0
M 10	10337	30	325	8743	0,41	4,0	92	81	10427	924	1409	136	249	94	29	2,7	52	14	17	12	14	17	12	1,2	104	5,6
M 14	9685	47	193	7600	1,6	12	29	36	20326	1328	1437	654	289	31	45	4,2	55	45	34	15	45	34	15	2,8	86	16
M 15	18224	124	715	17776	4,0	8,4	90	503	58069	2804	1801	418	807	229	424	20	526	810	143	51	810	143	51	5,6	579	37
M 16	12795	240	727	58104	6,6	17	245	737	97878	972	6625	1543	445	157	201	2,8	504	686	46	8,9	686	46	8,9	2,2	681	30
M 17	13927	131	2015	22842	4,4	13	713	1615	49034	1678	3104	629	431	437	396	1,8	156	180	41	8,7	180	41	8,7	0,84	1081	4,7
N 01	5824	18	31	1621	0,30	2,2	10	6,2	6054	506	659	176	117	8,5	11	0,80	9,4	25	7,9	2,9	25	7,9	2,9	0,33	33	1,9
N 03	9871	18	46	646	0,33	0,8	7,7	8,7	6067	327	382	33	65	8,9	24	0,37	6,4	53	7,5	2,1	53	7,5	2,1	0,27	21	2,4
N 04	8482	38	150	3471	0,45	2,2	14	9,1	12552	506	565	101	126	14	26	2,1	41	0,4	24	6,5	0,4	24	6,5	0,77	34	4,3
N 05	6991	26	45	6030	0,17	1,1	7,6	0,90	8009	1034	1069	102	180	8,4	6,8	0,67	44	174	11	5,7	174	11	5,7	<0,001	81	0,79
N 06	6982	24	70	3514	0,46	2,9	23	23	11093	954	1118	110	133	23	21	1,4	29	89	15	9,8	89	15	9,8	0,82	70	2,4
N 07	8914	34	79	8011	<0,001	1,5	25	27	12348	1475	1509	135	224	23	1414	0,44	44	200	12	4,8	200	12	4,8	<0,001	54	<0,001
N 08	9458	34	109	2460	0,56	6,7	33	67	16006	1028	1094	175	120	125	33	2,0	22	36	22	7,9	36	22	7,9	0,95	206	4,9
N 14	8867	58	138	6984	0,72	8,1	36	53	18118	996	1126	283	254	49	44	3,4	2,0	67	24	8,0	67	24	8,0	1,1	131	5,8
N 15	10106	50	258	15545	1,0	6,5	63	112	14452	1160	1550	326	208	81	44	1,7	74	49	25	8,8	49	25	8,8	1,1	580	5,2
N 16	10594	239	3273	17767	17	92	1854	3767	195608	1078	2659	2042	826	1013	1658	2,4	130	803	50	6,0	803	50	6,0	2,9	857	26
N 17	13383	238	620	21409	18	48	1847	3396	163531	1064	3153	1350	531	957	1212	3,2	718	332	159	10	332	159	10	3,3	1049	16
N 18	11092	26	95	3042	0,34	2,7	17	6,2	12658	1331	1000	51	138	13	21	1,9	25	50	18	6,9	50	18	6,9	0,60	26	5,9
O 01	8643	23	182	4288	0,58	3,6	42	83	9601	656	773	329	61	37	32	0,55	25	33	16	5,1	33	16	5,1	0,59	143	1,3
O 04	6057	20	40	3527	0,20	<0,001	14	11	9886	874	1025	92	123	10	16	1,4	24	176	16	6,6	176	16	6,6	1,1	38	6,8
O 05	9171	33	102	3425	0,37	2,6	13	14	12306	876	767	92	131	15	22	1,5	43	20	14	5,2	2					

Anhang 5-e: Elementgehalte der Bodenproben aus der Kartierung

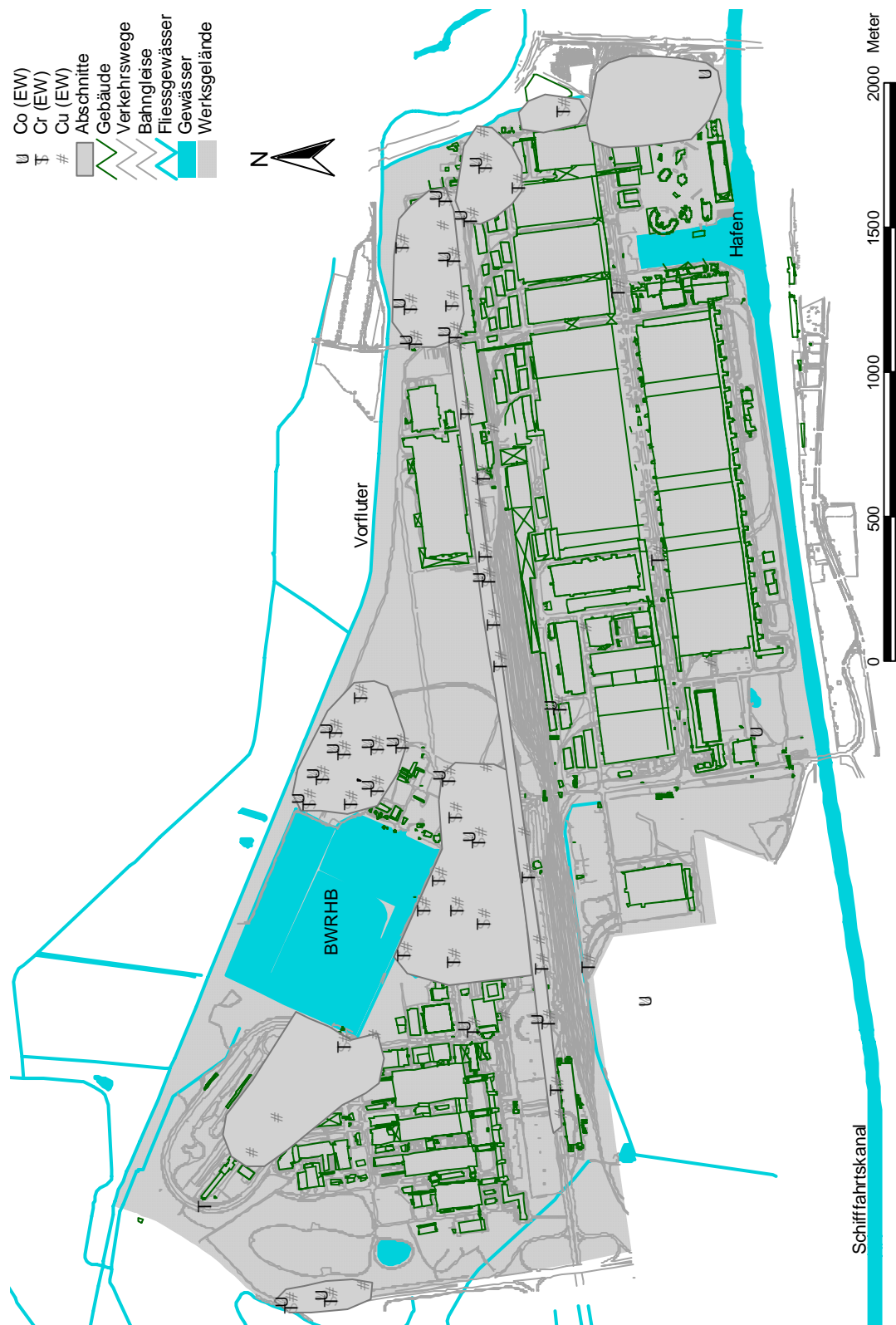
	Al	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sc	Sr	Ti	V	Y	Ti	V	Y	Yb	Zn	Zr
Ken- nung	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
O 08	9919	48	570	11715	1,4	6,1	393	414	21747	1470	1612	125	369	1099	446	3,2	179	117	42	12	117	42	12	2,2	591	15
O 15	12163	138	979	25304	6,4	18	2168	2487	66002	1098	3572	750	369	1099	446	3,2	179	117	42	12	117	42	12	2,2	591	15
O 16	9798	144	2681	14117	4,3	18	1636	1466	75740	1182	2491	1251	216	454	217	3,1	127	220	35	9,0	220	35	9,0	2,0	1224	26
P 01	11208	121	1816	22475	3,8	15	1404	1339	44064	804	3871	742	221	1792	192	2,7	203	107	32	9,0	107	32	9,0	1,5	1128	9,0
P 04	5343	24	46	6435	0,28	1,6	19	17	10407	767	707	747	348	12	17	1,3	37	30	13	5,6	30	13	5,6	1,2	30	8,6
P 06	9983	29	77	3291	0,40	5,9	18	16	14380	975	1222	314	117	21	35	2,1	25	71	21	9,2	71	21	9,2	1,2	96	5,2
P 07	9431	30	110	6160	0,39	3,2	19	14	13950	965	1441	223	113	18	33	1,6	44	10	25	7,8	10	25	7,8	0,95	65	5,7
P 08	5168	19	47	2394	0,27	3,5	11	10	9215	960	918	36	137	14	14	1,3	20	38	11	5,4	38	11	5,4	0,54	29	7,0
P 09	11060	43	153	3280	0,80	5,3	24	12	16968	692	858	55	871	93	30	2,0	45	10	20	8,0	10	20	8,0	0,98	87	6,4
P 14	4649	<0,001	41	2905	0,40	7,6	31	12	8369	970	1022	162	328	27	10	0,68	16	395	12	9,3	395	12	9,3	0,83	45	7,9
Q 01	12970	114	2363	21399	2,9	15	2298	2679	35630	1284	9675	635	389	2647	138	2,8	123	109	41	9,4	109	41	9,4	1,4	1402	4,8
Q 04	10436	43	155	10892	0,60	3,6	36	40	17301	909	1633	661	225	33	33	2,6	78	15	33	12	15	33	12	1,3	116	12
Q 05	7251	26	50	1379	0,35	5,0	17	12	10359	883	884	110	104	16	22	2,2	18	218	17	11	218	17	11	1,6	43	12
Q 06	17379	70	689	12751	1,1	8,0	36	250	25845	2084	2896	493	154	45	48	3,2	69	141	33	13	141	33	13	1,4	213	10
Q 07	3115	7,7	20	1171	0,18	1,8	7,9	4,3	4538	489	482	43	133	5,5	11	1,0	9,1	181	8,0	5,5	181	8,0	5,5	0,48	14	6,3
Q 08	6326	18	56	2323	0,31	4,6	13	10	9148	731	730	98	96	16	24	1,6	29	19	16	6,8	19	16	6,8	0,90	34	6,7
Q 09	12301	38	136	21976	0,62	4,6	30	27	13518	1182	1383	110	729	30	32	3,5	126	22	39	32	22	39	32	3,4	51	18
Q 12	6249	12	66	2689	0,67	7,0	23	17	12111	996	1067	99	274	26	29	1,8	18	130	17	7,6	130	17	7,6	1,1	48	10
R 02	6858	19	43	2411	0,31	2,4	11	4,1	10058	757	829	129	513	8,2	23	0,93	24	18	11	3,2	18	11	3,2	0,43	22	3,3
R 04	12430	52	92	6405	1,0	8,3	23	13	22160	1186	1299	269	618	25	38	2,5	60	26	26	16	26	26	16	1,8	62	8,2
R 05	14718	23	132	12888	0,16	1,7	28	63	16498	1944	1682	153	304	60	18	1,5	91	31	23	12	31	23	12	0,17	115	<0,001
R 06	3683	<0,001	12	1121	<0,001	<0,001	16	10	8026	567	524	65	208	<0,001	<0,001	<0,001	3,4	578	<0,001	<0,001	578	<0,001	<0,001	<0,001	25	<0,001
R 07	4927	17	72	1303	<0,001	<0,001	16	10	8026	567	524	65	208	<0,001	<0,001	<0,001	3,4	578	<0,001	<0,001	578	<0,001	<0,001	<0,001	25	<0,001
R 08	9088	43	138	17642	0,71	7,8	17	23	16405	687	737	86	1632	31	27	2,0	69	19	22	12	19	22	12	1,3	72	8,7
R 09	5204	44	70	3480	0,39	<0,001	7,7	0	16943	405	609	96	52	8,6	18	0,4	33	29	15	7,3	29	15	7,3	<0,001	33	1,9
R 10	8926	47	109	13200	0,75	2,7	19	19	20375	1057	654	29	161	21	31	2,5	51	13	17	9,0	13	17	9,0	1,4	31	14
S 03	4872	25	49	987	0,37	3,9	17	6,4	5593	727	678	44	189	14	25	2,6	21	122	20	8,6	122	20	8,6	0,93	32	11
S 04	4866	40	74	5055	0,77	4,1	62	41	10056	531	582	53	73	34	28	1,9	71	24	22	7,8	24	22	7,8	0,99	52	7,7
S 05	8471	24	66	6760	0,31	3,5	28	28	10270	1087	1191	73	350	17	14	1,3	38	96	14	6,3	96	14	6,3	0,56	43	5,9
S 06	6716	36	102	2502	0,57	4,0	21	16	8369	415	608	59	77	16	33	3,6	50	4,8	26	18	4,8	26	18	1,97	38	17
S 07	8478	40	107	3028	1,1	3,8	36	37	14995	907	728	44	2200	51	31	2,0	21	20	15	2,4	20	15	2,4	0,00	79	<0,001
S 08	8191	52	132	8062	1,1	8,1	19	23	12951	745	970	132	114	23	43	3,3	96	7,1	25	13	7,1	25	13	1,5	99	14
S 09	9141	5,3	29	1710	<0,001	<0,001	2,2	<0,001	8622	765	734	41	204	<0,001	7,5	<0,001	12	43	0,88	<0,001	43	0,88	<0,001	<0,001	25	<0,001
T 04	10564	36	149	10639	0,24	0	16	25	21945	654	909	105	344	27	5,2	1,5	105	14	31	15	14	31	15	0,51	43	4,2
T 05	13073	27	130	3321	0,40	1,3	14	10	10017	871	732	43	516	15	39	1,0	34	20	17	13	20	17	13	1,3	30	1,9
T 06	11160	23	183	7757	<0,001	<0,001	8,5	8,6	16791	712	1204	59	469	18	0,45	1,1	56	17	14	15	17	14	15	0,40	47	13
T 07	6946	51	137	10024	1,1	4,2	16	18	12858	551	836	50	460	18	35	3,2	70	8,0	21	9,0	8,0	21	9,0	1,3	53	16
U 04	9706	<0,001	41	1143	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	8479	893	1145	61	185	0,90	<0,001	<0,001	6,7	201	<0,001	<0,001	201	<0,001	<0,001	<0,001	42	<0,001
U 05	5634	40	104	6256	0,74	5,6	16	13	9442	348	668	109	316	18	30	2,6	104	10	22	13	10	22	13	1,6	55	23



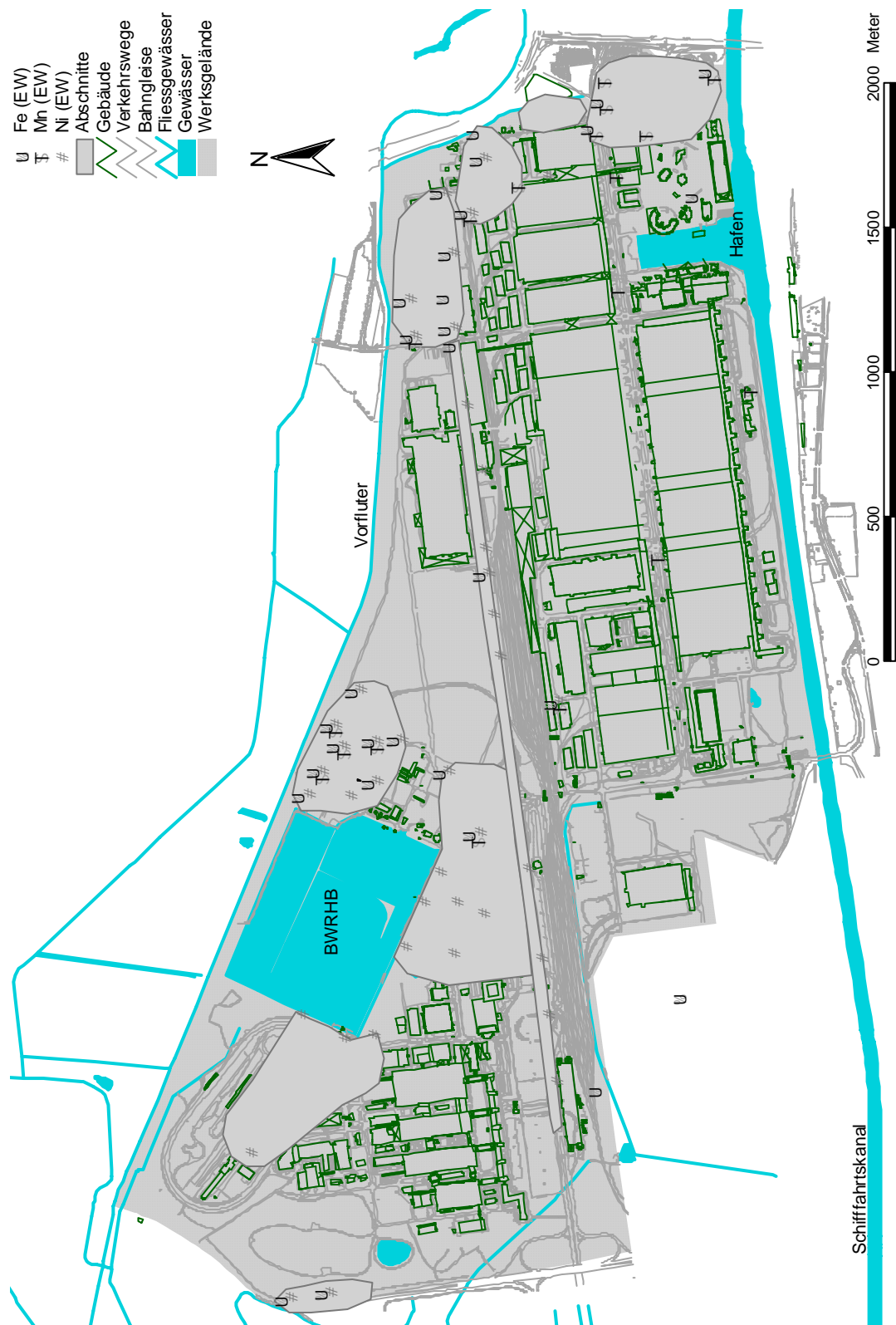
Anhang 6.1: Lageplan der Rammkernsondierungen und der Flächenabschnitte mit Akkumulationen von Extremwerten



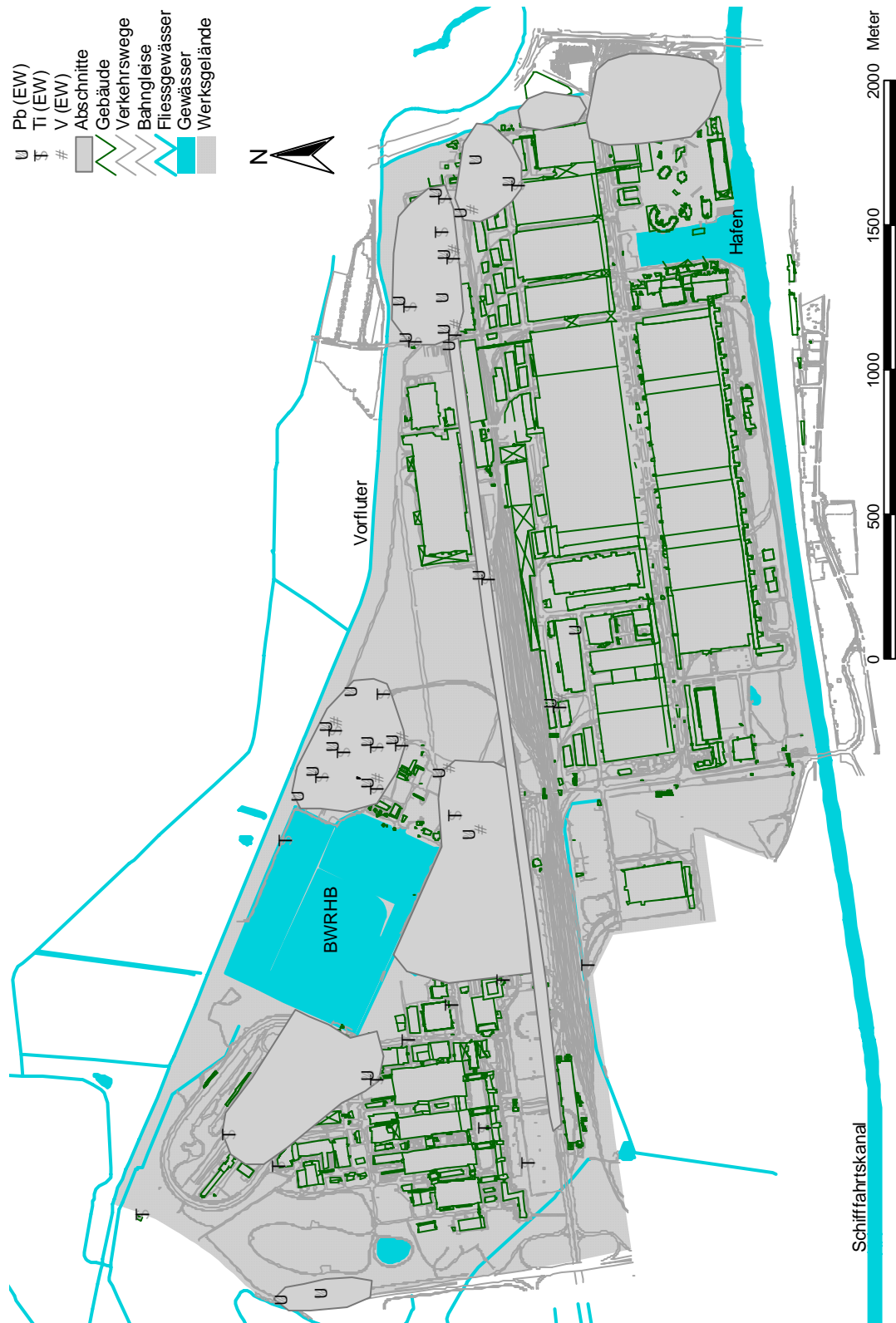
Anhang 6.2: Verteilung der Extremwerte der Elemente B, Ca und Cd in dem Untersuchungsgebiet]



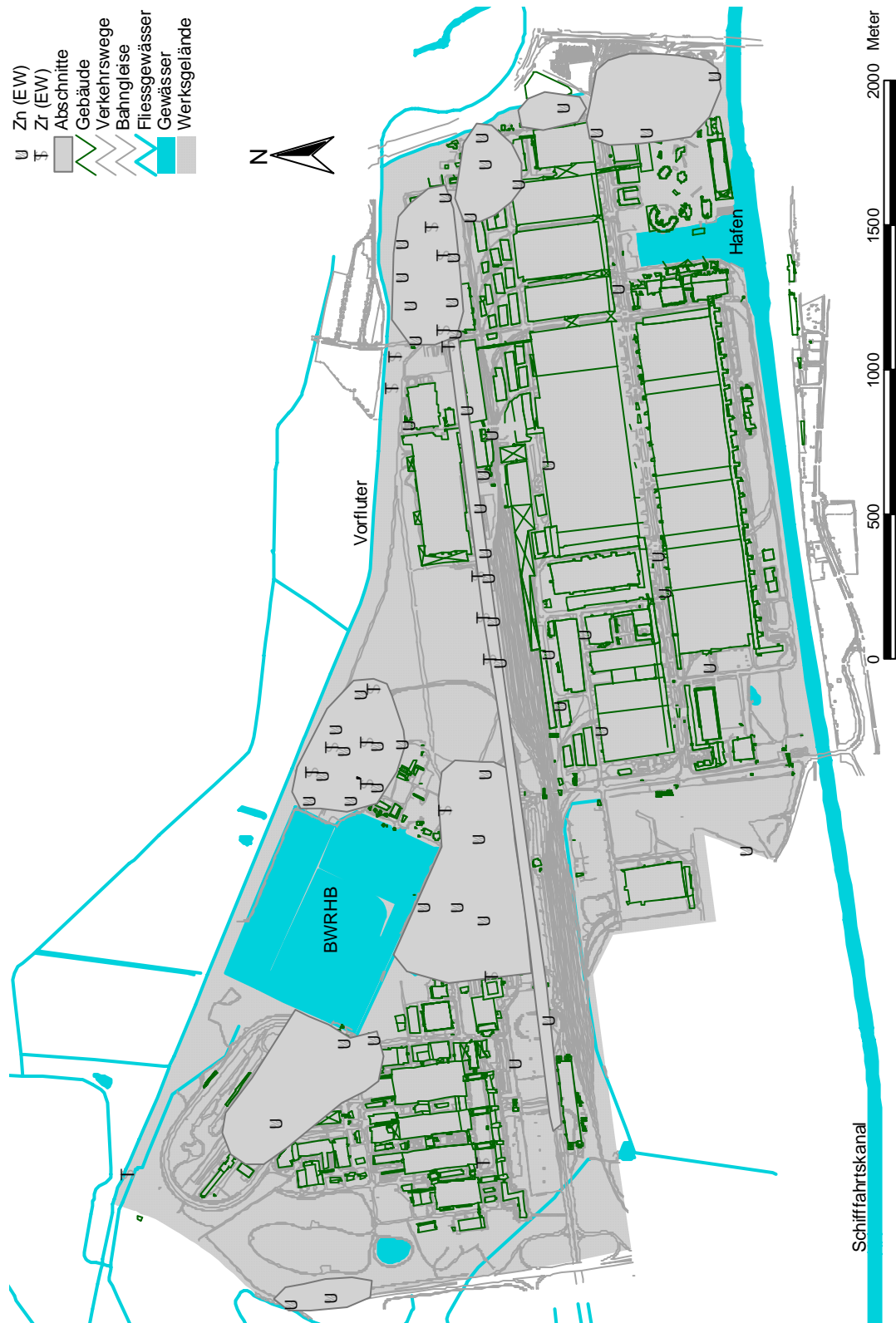
Anhang 6.3: Verteilung der Extremwerte der Elemente Co, Cr und Cu in dem Untersuchungsgebiet]



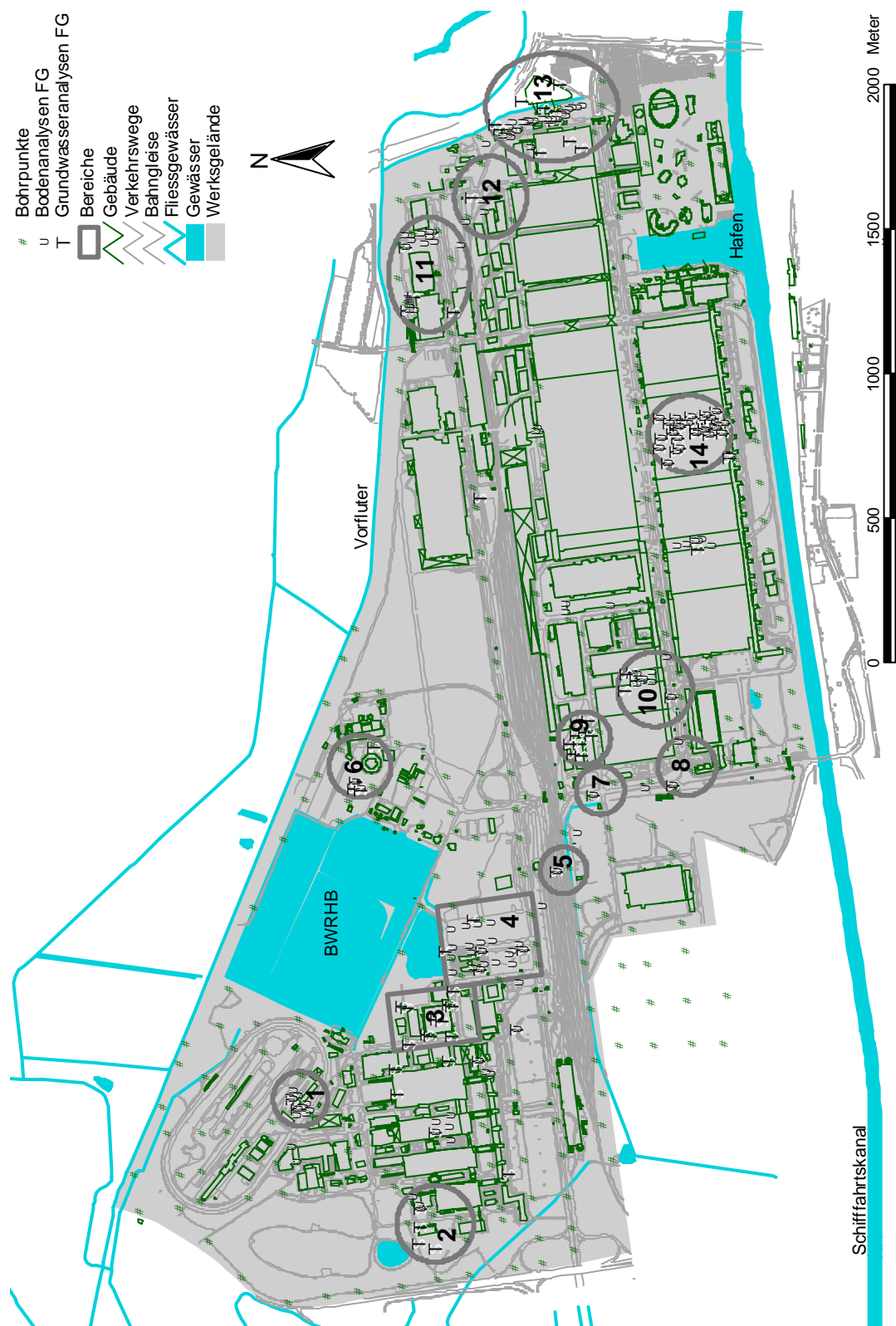
Anhang 6.4: Verteilung der Extremwerte der Elemente Fe, Mn und Ni in dem Untersuchungsgebiet]



Anhang 6.5: Verteilung der Extremwerte der Elemente Pb, Ti und V in dem Untersuchungsgebiet]



Anhang 6.6: Verteilung der Extremwerte der Elemente Zn und Zr in dem Untersuchungsgebiet]



Anhang 7.1: Lageplan ausgewählter Bereiche für die vergleichende Betrachtung von Boden- und Grundwassergehalten im Untersuchungsgebiet

Anh. 7.2-a: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cd in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte – FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	0,39	0,003	12	0,05	0	3	0,11	0,10
Bereich 2	5	0,38	0,17	3	0,13	0,08	4,0	1,2	0,83
Bereich 3	7	0,16	0,16	keine Daten verfügbar			11	0,69	1,4
Bereich 4	8	0,71	0,48	19	0,22	0,22	5	0,05	0
Bereich 5	1	0,31	-	keine Daten verfügbar			1	0,05	-
Bereich 6	3	9,0	6,6	2	1,5	2,1	4	0,05	0
Bereich 7	2	0,42	0,052	keine Daten verfügbar			1	0,05	-
Bereich 8	2	0,45	0,21	2	0,93	1,2	1	0,05	-
Bereich 9	1	0,55	-	keine Daten verfügbar			8	0,05	0
Bereich 10	2	0,47	0,14	5	0,05	0	6	0,05	0
Bereich 11	7	1,7	1,1	16	3,6	5,6	4	0,05	0
Bereich 12	4	2,7	1,7	3	2,2	2,3	1	0,05	-
Bereich 13	4	1,4	0,43	27	0,20	0,33	8	0,05	0
Bereich 14	32	0,48	0,24	26	0,15	0	33	1,6	1,4

Anh. 7.2-b: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cr in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte - FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	18	0,17	12	1,5	0	3	3,8	1,7
Bereich 2	5	11	4,2	3	1,5	0	4	2,7	1,7
Bereich 3	7	34	21	keine Daten verfügbar			11	29	29
Bereich 4	6	45	14	20	84	90	5	3,8	3,5
Bereich 5	1	28	-	keine Daten verfügbar			1	0,25	-
Bereich 6	3	730	976	2	20	27	4	0,25	0
Bereich 7	2	23	1,2	keine Daten verfügbar			1	0,25	-
Bereich 8	2	17	0,03	2	22	22	1	0,25	-
Bereich 9	1	17	-	keine Daten verfügbar			8	1,5	1,3
Bereich 10	2	15	0,16	7	5,1	6,1	6	3,2	3,4
Bereich 11	7	60	34	17	43	58	4	0,25	0
Bereich 12	4	182	244	3	146	213	1	2,9	-
Bereich 13	4	34	16	14	10	5,7	8	0,25	0
Bereich 14	25	4	2	23	4	2	24	259	267

Anh. 7.2-c: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Cu in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte - FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	15	1,8	10	1,25	0	3	5,6	2,7
Bereich 2	5	10	3,9	3	1,25	0	4	13	8,5
Bereich 3	6	29	19	keine Daten verfügbar			11	39	59
Bereich 4	6	61	36	19	125	156	4	2,5	0
Bereich 5	1	23	-	keine Daten verfügbar			1	2,5	-
Bereich 6	3	1.669	1.820	2	208	243	5	5,8	5,2
Bereich 7	2	18	6,2	keine Daten verfügbar			1	2,5	-
Bereich 8	2	16	6,2	2	132	174	1	2,5	-
Bereich 9	1	38	-	keine Daten verfügbar			8	2,5	0
Bereich 10	2	14	3,1	6	5,5	5,6	5	2,5	0
Bereich 11	7	553	791	18	858	1.102	4	2,5	0
Bereich 12	4	571	448	3	774	774	1	2,4	-
Bereich 13	4	42	39	13	4,8	4,9	9	5,0	4,9
Bereich 14	28	1,9	1,1	18	1,8	0,6	27	387	462

Anh. 7.2-d: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Ni in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte - FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	19	2,4	10	1,5	0	3	5,1	0,23
Bereich 2	5	11	5,1	3	1,5	0	4	25	16
Bereich 3	7	28	18	keine Daten verfügbar			11	149	232
Bereich 4	7	61	41	19	83	91	5	20	14
Bereich 5	1	16	-	keine Daten verfügbar			1	2,5	-
Bereich 6	3	466	475	2	15	19	5	7,3	5,1
Bereich 7	2	22	2,4	keine Daten verfügbar			1	2,5	-
Bereich 8	2	12	1,7	2	9,3	11	1	2,5	-
Bereich 9	1	18	-	keine Daten verfügbar			8	2,5	0
Bereich 10	2	12	1,9	5	1,5	0	5	2,5	0
Bereich 11	7	69	63	18	89	125	4	4,0	3,0
Bereich 12	4	85	77	3	60	79	1	5,9	-
Bereich 13	4	37	7,7	13	9,5	4,8	7	2,5	0,9
Bereich 14	27	4,5	2,0	22	2,9	2,1	34	11.301	15.920

Anh. 7.2-e: Gegenüberstellung von Boden- und Grundwasserkonzentrationen des Elementes Pb in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes

Bereiche	Bodengehalte – Kartierung			Bodengehalte - FG			Grundwassergehalte – FG		
	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [mg/kg]	Standard-abw. [mg/kg]	Anzahl Meßw. [-]	Mittelw. [µg/l]	Standard-abw. [µg/l]
Bereich 1	2	34	1,3	10	1,5	0	3	27	41
Bereich 2	4	26	2,5	3	1,5	0	4	0,50	0
Bereich 3	7	10	11	keine Daten verfügbar			11	12	12
Bereich 4	7	30	13	19	6	9	5	0,50	0
Bereich 5	1	24	-	keine Daten verfügbar			1	0,50	-
Bereich 6	3	761	785	2	111	155	5	0,50	0
Bereich 7	2	25	3,5	keine Daten verfügbar			1	0,50	-
Bereich 8	2	35	13	2	109	152	1	0,50	-
Bereich 9	1	29	-	keine Daten verfügbar			8	0,50	0
Bereich 10	2	25	1,1	6	7	5	6	0,50	0
Bereich 11	7	253	314	16	83	111	4	0,50	0
Bereich 12	4	413	426	3	87	92	1	9,0	-
Bereich 13	4	54	23	12	1,5	0,08	7	0,50	0
Bereich 14	32	20	5,7	24	1,8	0,62	34	117	109

Proben- Bez.	Eluatgehalte						Gesamtgehalte					
	Cd [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
A 33	0,30	16	4	0	8,1	11	1,5	34	28	50	56	187
A 33	0,60	20	19	5,2	7,7	20	1,5	34	28	50	56	187
C 31	1,4	52	8,5	7,8	9,0	71	0,45	22	14	19	31	75
D 24	0,30	20	17	2,6	3,6	17	0,31	17	13	14	21	90
D 28	0,50	21	17	1,8	3,5	39	1,0	61	64	40	49	274
E 33	0,60	16	13	7,0	6,5	18	2,0	55	99	35	85	386
G 23	0,40	20	11	1,9	4,9	51	0,70	21	43	19	39	191
G 31	0,50	25	4,4	0	4,1	5,6	2,7	72	449	42	128	1584
H 17	0,70	19	21	0	3,4	25	3,5	166	2684	102	327	1710
H 23/I 24	5,2	19	18	4,4	3,3	33	1,3	66	103	63	52	212
I 2	0,60	20	31	18	4,0	22	0,57	26	32	21	29	105
I 6	0,50	17	9,6	3,9	3,5	6,9	0,35	60	110	88	30	106
I 20	0,50	257	14	8,1	3,0	12	2,4	1796	1898	1899	209	517
I 21	0,50	27	15	0,90	2,8	16	1,3	82	289	68	49	288
I 29	0,70	19	12	0,60	26	14	3,1	64	1285	140	438	592
J 11	0,60	16	31	5,9	3,3	18	1,4	155	248	137	98	472
J 13	0,50	99	35	10	124.538	15	2,0	413	520	400	128	978
J 28	0	21	85	7,2	477	20	3,2	109	2031	177	248	731
K 15	0,80	46	32	10	52	9,7	5,4	1782	1966	1052	725	<0,001
K 15	0,60	24	22	6,1	28	16	5,4	1782	1966	1052	725	<0,001
M 16	0,60	11	13	<0,001	24	30	6,6	245	737	157	201	681
N 6	0,30	17	19	4,3	19	10	0,46	23	23	23	21	70
N 16	0,60	62	10	<0,001	14	27	17	1854	3767	1013	1658	857
O 8	16	17	355	2.294	14	4.994	1,4	393	414	318	44	658
O 15	1,3	27	29	31	11	68	6,4	2168	2487	1099	446	591
P 1	0,80	46	33	15	13	42	3,8	1404	1339	1792	192	1128
Q 6	0,70	16	71	6,2	12	19	1,1	36	250	45	48	213
Pr. 15	0,60	79	12	151	8,9	60	0,36	57	7,0	898	33	903
Pr. 20	0,70	102	8,5	10	8,8	184	0,00	12	12	11	120	901
Pr. 21	0,80	95	18	49	7,7	72	1,0	34	83	1105	26	846
Pr. 23	0,60	29	6,9	123	7,1	51	0,44	68	3,6	205	18	20

Extremwert

Anhang 8.1: Ergebnisse des S₄-Versuches

Proben- Bez.	Cd [%]	Cr [%]	Cu [%]	Ni [%]	Pb [%]	Zn [%]
Pr. 15	n.b.	5,0	0	0,2	0	0,1
Pr. 20	n.b.	3,2	0	0,1	0	0,1
Pr. 21	n.b.	4,1	0,4	0,2	0	0,1
Pr. 23	n.b.	0	0	0,2	0,3	3,3

n.b. = nicht bestimmt

Anhang 8.2: Prozentualer Anteil des gelösten Eluats aus dem S₄-Versuch zum gelösten Anteil aus dem 1. Schritt der sequentiellen Elution

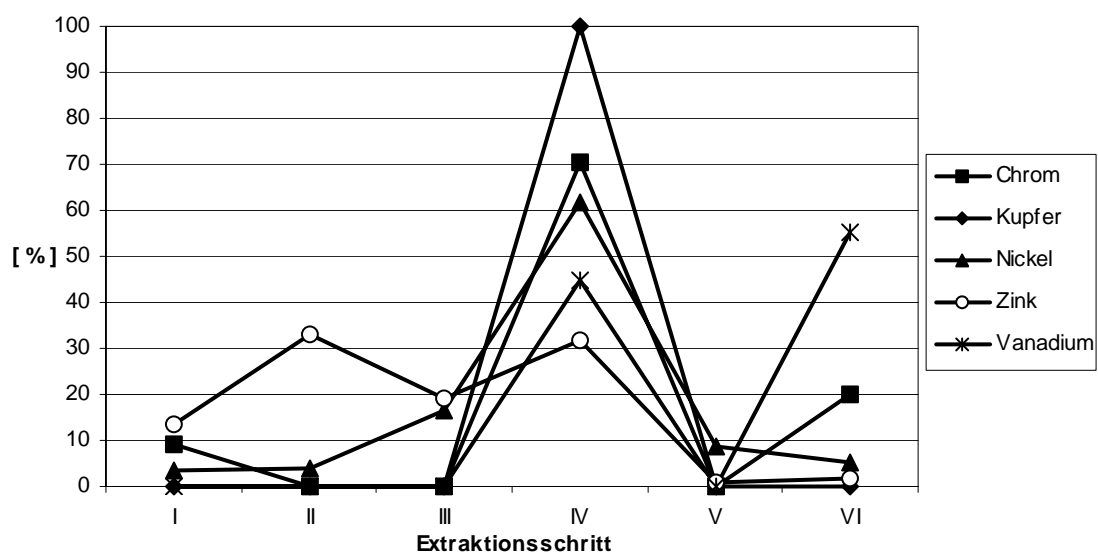


Anhang 9: Lage der Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik und des Entnahmebereiches für die Beprobung des Oberbodens

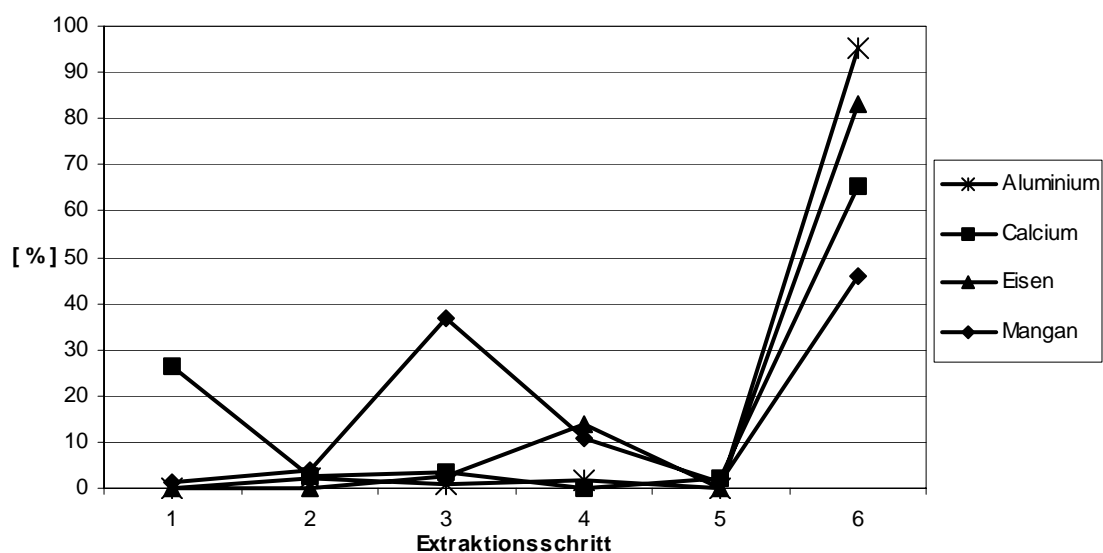
Anhang 10: Tabelle der Elementgehalte im Oberboden der ehemaligen Galvanik

Pr.- Bez.	Entn.-Tiefe [m u. GOK]	Al [mg/kg]	Ca [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	V [mg/kg]	Zn [mg/kg]
1	0,20 - 0,50	18.404	1.925	14	8,0	5.911	123	6,5	24	17
1	0,20 - 0,50	17.884	1.261	2,2	4,8	4.729	92	5,2	23	11
3	0,20 - 0,50	18.326	1.425	1,0	4,5	5.642	106	6,4	23	12
4	0,20 - 0,50	17.173	3.697	3,3	5,1	6.470	135	5,2	24	14
5	0,20 - 0,50	18.967	2.232	7,4	8,2	5.096	102	5,5	24	15
6	0,20 - 0,50	18.080	1.378	11	4,6	6.132	112	5,2	22	12
7	0,20 - 0,50	15.462	1.943	8,7	6,1	5.698	161	7,8	18	19
8	0,20 - 0,50	16.731	2.072	8,2	4,3	6.324	131	5,2	19	14
9	0,20 - 0,50	12.539	1.836	4,8	2,4	3.979	97	3,8	12	13
10	0,20 - 0,50	15.035	1.647	8,2	1,6	6.995	179	6,1	20	22
11	0,20 - 0,50	13.247	997	8,5	3,3	4.679	102	4,1	19	18
11	0,20 - 0,50	10.092	324	7,1	3,6	2.033	43	9,3	11	8,8
13	0,20 - 0,50	15.003	1.250	11	6,0	8.855	200	6,4	22	18
14	0,20 - 0,50	15.137	966	29	2,9	8.774	192	5,2	20	15
15	0,20 - 0,50	13.294	959	57	7,0	3.335	89	898	12	903
16	0,20 - 0,50	13.700	2.534	7,2	2,2	4.722	158	7,3	16	26
17	0,20 - 0,50	12.602	1.527	7,0	2,6	5.219	103	3,6	14	15
18	0,20 - 0,50	12.942	1.277	7,1	12	4.453	94	5,4	13	10
19	0,20 - 0,50	10.583	785	32	6,4	3.010	64	17	11	33
20	0,20 - 0,50	14.505	1.008	12	12	7.939	195	11	17	901
21	0,20 - 0,50	15.499	1.271	34	83	7.839	136	1.105	16	846
22	0,20 - 0,50	15.249	1.740	12	2,6	6.891	145	11	19	23
23	0,20 - 0,50	12.442	975	68	3,6	5.792	163	205	17	20
24	0,20 - 0,50	12.479	846	65	0,85	3.420	128	5,6	11	11
25	0,20 - 0,50	17.384	6.063	7,5	0,87	7.924	157	3,4	20	29
26	0,20 - 0,50	15.538	3.118	11	4,9	11.015	252	7,7	22	26
27	0,20 - 0,50	15.495	9.040	26	11	14.647	249	8,4	26	109
28	0,20 - 0,50	14.228	773	12	7,9	6.917	140	8,7	18	18
29	0,20 - 0,50	16.008	1.141	15	6,3	8.758	178	113	20	18
30	0,20 - 0,50	13.932	5.390	6,1	3,7	6.708	121	8,1	16	21
31	0,20 - 0,50	16.679	3.179	22	5,8	6.072	143	17	22	31
32	0,20 - 0,50	13.031	1.976	15	5,1	4.951	140	6,4	14	33

 Bestimmung des eluierbaren Anteils über die sequentielle Elution



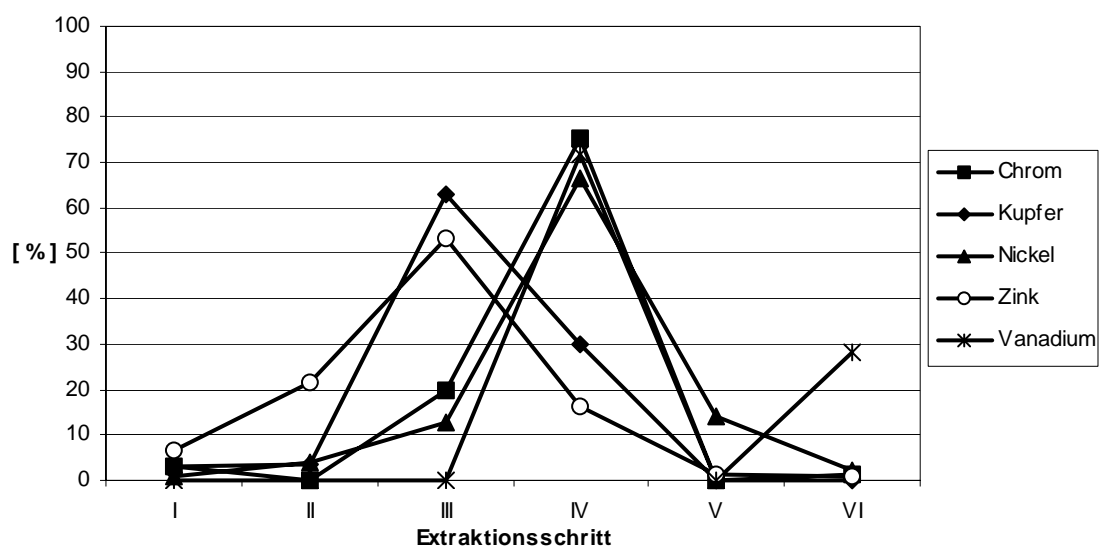
Anh. 11.1-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 20



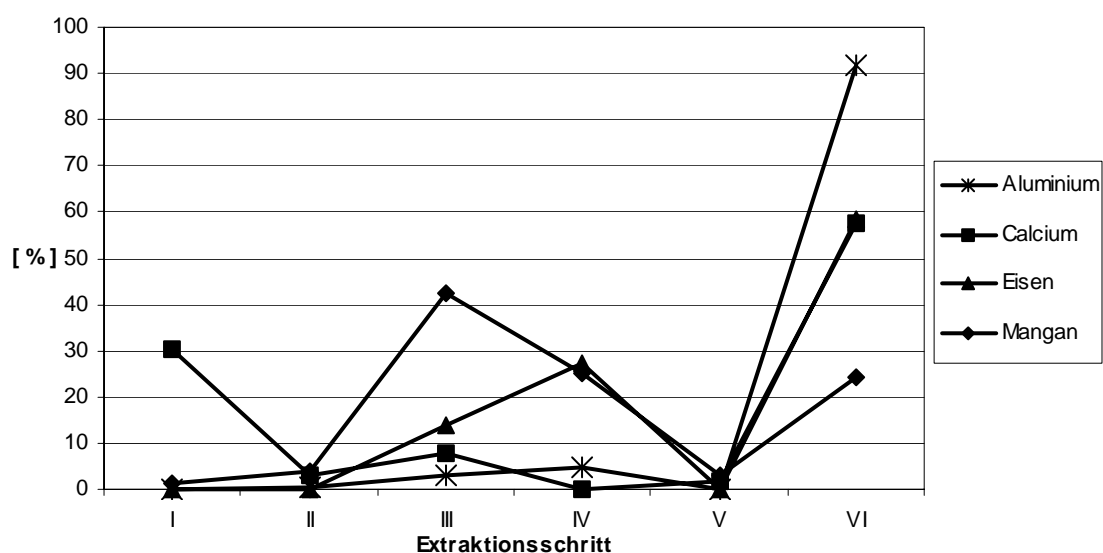
Anh. 11.1-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 20

Anh. 11.1-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 20

Extrakt.-Schritte	I [mg/kg]	II [mg/kg]	III [mg/kg]	IV [mg/kg]	V [mg/kg]	VI [mg/kg]	Summe [mg/kg]
Cr	3,2	<0,001	<0,001	25	<0,001	7,1	35
Cu	<0,001	<0,001	<0,001	33	<0,001	<0,001	33
Ni	16	18	74	272	38	23	441
Zn	243	601	350	583	17	33	1.826
V	<0,001	<0,001	<0,001	23	<0,001	28	51
Al	0,6	437	175	422	0,6	20.993	22.028
Ca	698	70	91	<0,001	61	1.739	2.659
Fe	0,66	3,8	194	976	8,5	5.809	6.992
Mn	3,2	8,0	80	23	3,1	99	216



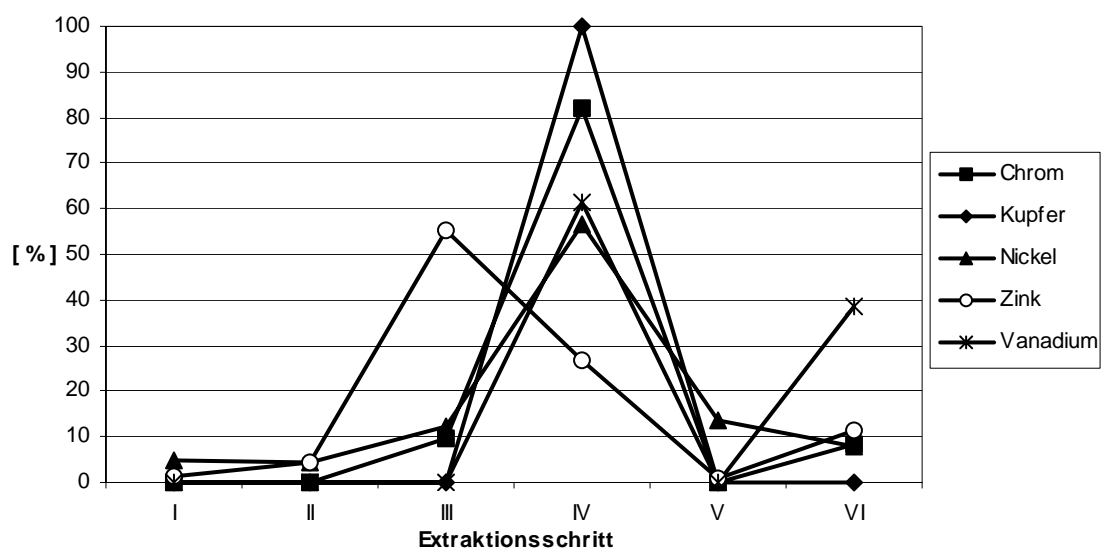
Anh. 11.2-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 21



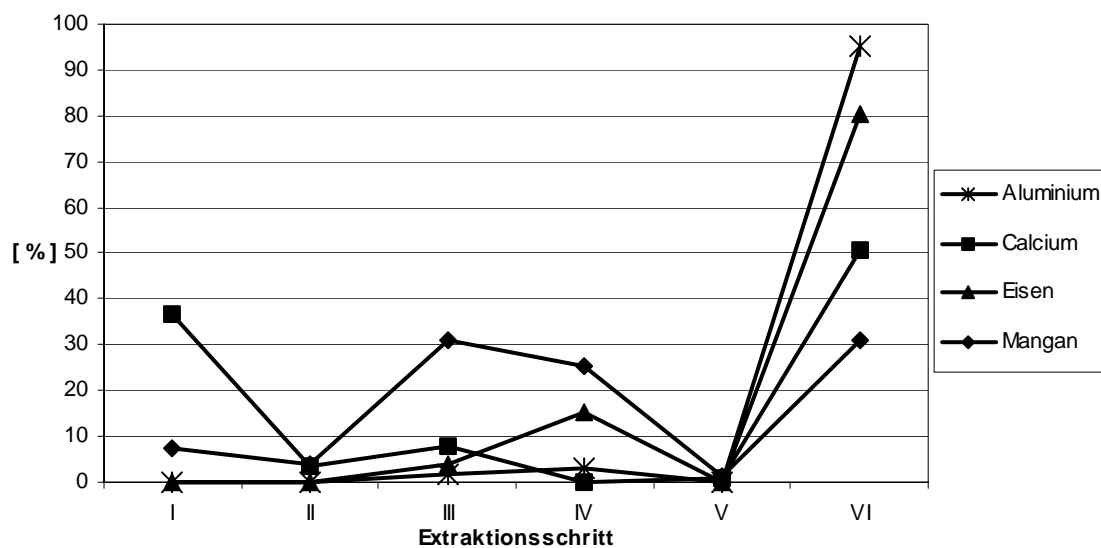
Anh. 11.2-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 21

Tab. 11.2-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 21

Extrakt.-Schritte	I [mg/kg]	II [mg/kg]	III [mg/kg]	IV [mg/kg]	V [mg/kg]	VI [mg/kg]	Summe [mg/kg]
Cr	3,2	<0,001	14	52	<0,001	1,0	70
Cu	4,1	4,9	83	40	<0,001	<0,001	131
Ni	32	112	379	1.964	412	63	2.962
Zn	8	280	701	216	17	12	1.309
V	<0,001	<0,001	<0,001	16	<0,001	6,1	22
Al	0,49	72	351	538	0,80	10.472	11.434
Ca	692	66	175	<0,001	42	1.318	2.293
Fe	0,30	0,57	457	887	2,1	1.905	3.252
Mn	2,3	5,9	67	40	4,9	38	158



Anh. 11.3-a: Grafische Darstellung der Elution von Cr, Cu, Ni, Zn und V – Probenbez. 23



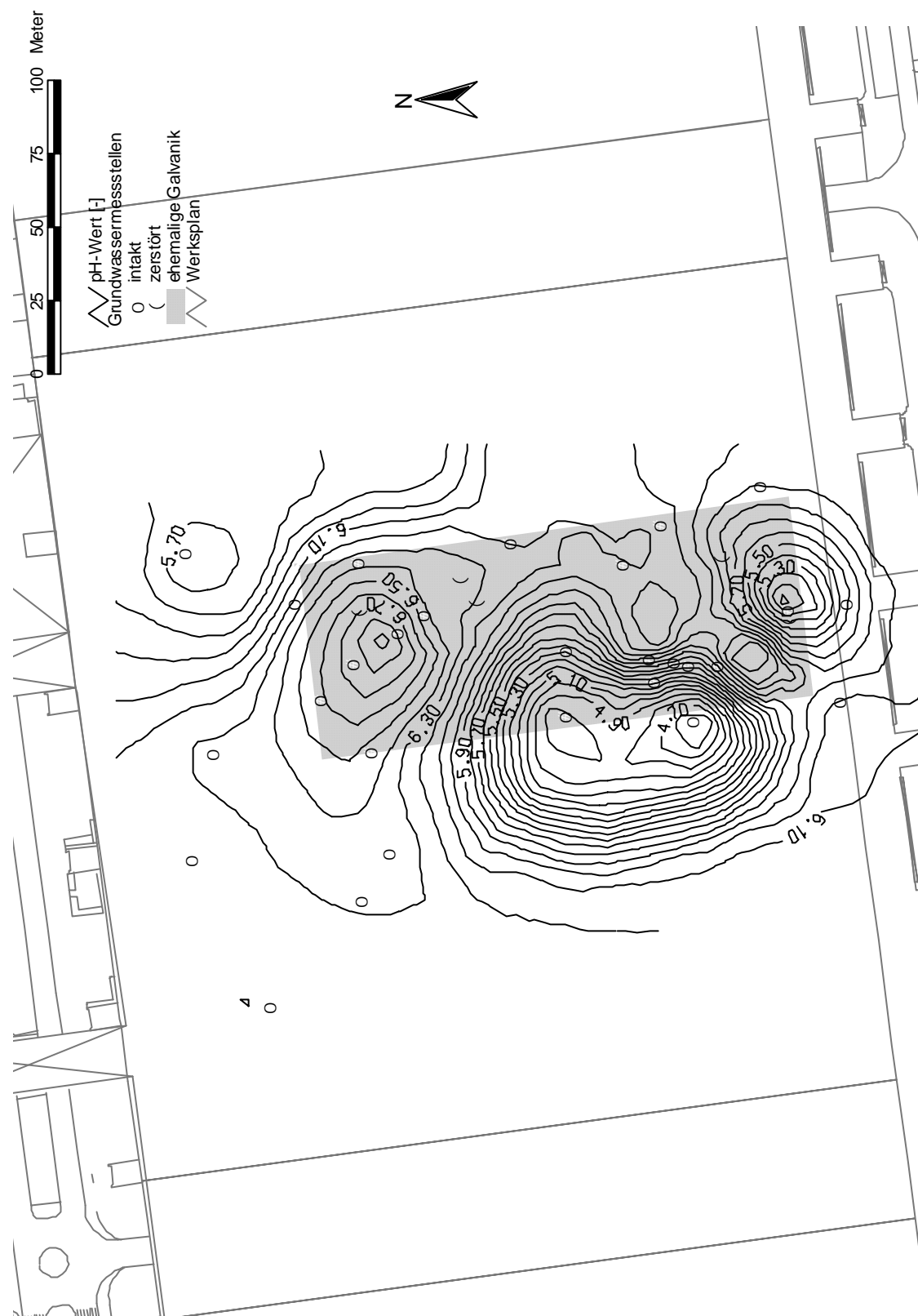
Anh. 11.3-b: Grafische Darstellung der Elution von Al, Ca, Fe und Mn – Probenbez. 23

Tab. 11.3-c: Tabellarische Darstellung der Elutionsergebnisse – Probenbez. 23

Extrakt.-Schritte	I [mg/kg]	II [mg/kg]	III [mg/kg]	IV [mg/kg]	V [mg/kg]	VI [mg/kg]	Summe [mg/kg]
Cr	<0,001	<0,001	14	117	<0,001	12	143
Cu	<0,001	<0,001	<0,001	18	<0,001	<0,001	18
Ni	53	48	135	611	149	86	1.081
Zn	1,5	4,9	64	31	1,2	13	116
V	<0,001	<0,001	<0,001	28	<0,001	18	46
Al	0,26	15	298	511	13	16.532	17.369
Ca	929	92	201	<0,001	26	1.283	2.530
Fe	0,18	1,2	226	846	7,4	4.483	5.564
Mn	16	8,8	68	56	3,0	69	221



Anhang 12.1: Horizontale Darstellung des Leitparameters Leitfähigkeit im Grundwasser der ehemaligen Galvanik



Anhang 12.2: Horizontale Darstellung des Leitparameters pH-Wert im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

Anhang 12.3: Horizontale Darstellung des Leitparameters Redoxpotential im Grundwasser der ehemaligen Galvanik



Anhang 12.4: Horizontale Darstellung des Leitparameters gelöster Sauerstoff im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

Anhang 13-a: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	pH [-]	T [°C]	Lf [mS/cm]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
B 2	7.12.98	2,5	0,015	0,035	57	25	0,023	0,063	37	9,1	0,46	215	2,2	300	0,005	3,4	6,40	20,0	1,91	0,30	218
B 2	7.12.98	3,5	<0,001	0,021	53	29	0,007	0,016	42	8,7	0,41	226	1,7	299	<0,001	2,1	6,40	20,1	1,91	0,05	216
B 2	7.12.98	4,5	<0,001	0,019	54	49	0,011	<0,001	52	8,9	0,38	293	1,4	302	0,007	1,2	6,43	19,8	1,93	0,04	208
B 4	7.12.98	2,5	<0,001	0,083	71	1,4	0,019	<0,001	15	13	0,25	100	0,078	169	0,010	0,029	6,14	18,2	0,94	0,37	21
B 4	7.12.98	4,0	<0,001	0,081	75	0,73	0,017	<0,001	15	13	0,31	98	0,083	174	0,008	0,014	6,19	19,5	0,92	0,03	25
B 5	7.12.98	2,5	0,046	0,12	128	3,4	0,026	0,022	46	14	0,16	213	0,46	354	<0,001	0,082	6,69	18,9	2,00	0,41	140
B 5	7.12.98	3,5	<0,001	0,13	135	3,2	0,021	<0,001	49	15	0,16	223	0,49	352	<0,001	0,036	6,63	19,0	2,03	0,06	147
B 5	7.12.98	4,5	0,025	0,098	134	3,1	<0,001	0,009	49	15	0,16	221	0,34	362	<0,001	0,002	6,68	18,5	2,15	0,03	153
B 9	7.12.98	2,5	<0,001	0,080	54	<0,001	<0,001	0,005	14	7,1	0,039	110	0,071	148	<0,001	<0,001	6,22	19,1	0,87	0,32	250
B 9	7.12.98	3,5	<0,001	0,082	54	0,006	0,020	<0,001	14	7,3	0,037	109	0,042	151	<0,001	<0,001	6,22	18,9	0,88	0,05	245
B 10	7.12.98	2,5	<0,001	0,056	16	2,1	0,057	<0,001	16	2,0	0,012	104	0,14	84	<0,001	<0,001	6,75	20,0	0,63	1,28	117
B 10	7.12.98	3,5	<0,001	0,085	53	51	0,046	0,094	33	4,2	0,022	197	0,094	161	0,003	<0,001	7,06	19,9	2,04	0,09	123
B 10	7.12.98	4,0	2,2	0,084	159	179	0,050	<0,001	60	11	0,027	339	0,74	331	0,004	<0,001	7,15	19,0	3,70	0,03	145
B 11	7.12.98	2,5	0,073	0,11	125	0,014	0,42	<0,001	34	19	2,0	190	34	432	<0,001	5,0	5,37	20,9	1,86	0,17	286
B 11	7.12.98	3,5	0,22	0,13	125	0,017	0,46	<0,001	34	19	2,0	190	34	448	<0,001	4,9	5,28	21,1	1,87	0,04	293
B 11	7.12.98	4,2	0,25	0,12	126	0,018	0,50	<0,001	34	20	2,1	193	33	445	<0,001	5,1	5,28	21,1	1,93	0,03	290
B 12	7.12.98	2,5	<0,001	0,018	7,3	0,057	<0,001	<0,001	7	1,8	0,062	85	0,042	58	0,003	<0,001	6,79	20,2	0,44	0,08	197
B 12	7.12.98	3,5	0,23	0,026	8,2	0,017	0,004	0,10	7	1,9	0,074	92	0,049	60	0,012	<0,001	6,60	20,2	0,45	0,04	181
B 12	7.12.98	4,3	0,062	0,022	8,7	0,040	0,002	0,034	8	2,1	0,082	98	0,040	64	0,001	<0,001	6,64	20,1	0,46	0,03	177
B 13	7.12.98	2,5	<0,001	0,035	34	0,005	<0,001	<0,001	13	1,9	0,014	62	0,077	55	0,002	<0,001	6,53	18,0	0,45	0,61	147
B 13	7.12.98	3,5	<0,001	0,036	34	0,003	<0,001	<0,001	13	1,9	<0,001	61	0,014	52	<0,001	<0,001	6,81	16,7	0,47	0,36	145
B 13	7.12.98	4,0	<0,001	0,035	33	0,003	<0,001	<0,001	13	1,7	0,006	62	0,012	53	0,002	<0,001	6,81	19,2	0,51	0,36	145
B 14	7.12.98	2,5	<0,001	0,14	94	0,004	<0,001	0,20	16	20	1,2	104	0,85	190	0,005	0,017	5,80	18,1	1,17	0,11	198
B 14	7.12.98	4,0	<0,001	0,14	94	0,005	<0,001	0,026	16	20	1,3	104	0,93	182	0,003	0,041	5,64	19,0	1,18	0,03	195
B 15	7.12.98	2,5	<0,001	0,065	70	0,002	<0,001	<0,001	16	13	0,023	79	0,041	197	0,003	0,019	6,05	17,6	0,89	0,17	154
B 15	7.12.98	3,5	<0,001	0,063	69	0,003	<0,001	<0,001	16	13	0,031	79	0,034	197	<0,001	0,009	5,95	16,8	0,89	0,02	170
B 15	7.12.98	4,4	<0,001	0,063	69	0,005	0,003	<0,001	17	12	0,13	77	0,042	196	0,004	0,025	5,99	19,6	0,90	0,03	179
B 16	7.12.98	2,5	0,14	0,079	75	1,1	0,019	0,15	17	5,7	0,026	100	0,030	197	0,004	0,084	6,28	19,9	0,91	0,40	159
B 16	7.12.98	3,5	<0,001	0,081	85	1,1	0,022	<0,001	17	5,7	0,021	102	0,032	202	0,002	0,14	6,44	19,9	0,92	0,18	161
B 16	7.12.98	4,0	<0,001	0,094	102	0,68	0,025	<0,001	17	7,2	0,10	106	0,015	243	0,010	0,11	6,48	19,8	0,99	0,11	145
B 17	7.12.98	2,5	<0,001	0,098	88	0,002	0,12	0,001	25	9,9	0,98	111	6,9	241	0,007	0,078	6,27	20,7	1,05	0,24	157
B 17	7.12.98	4,0	<0,001	0,095	87	0,002	0,13	<0,001	24	9,8	0,99	112	7,5	245	0,002	0,031	6,33	20,8	1,03	0,07	163
B 18	7.12.98	2,5	<0,001	0,081	54	0,008	0,063	<0,001	24	12	0,63	169	0,10	222	<0,001	0,033	6,45	20,3	1,27	0,31	208
B 18	7.12.98	3,5	<0,001	0,088	56	0,008	0,065	<0,001	25	12	0,64	176	0,091	227	0,006	0,004	6,43	20,3	1,27	0,08	210
B 18	7.12.98	3,8	<0,001	0,090	53	0,006	0,071	<0,001	22	12	0,70	164	0,10	218	0,009	0,010	6,47	20,3	1,27	0,07	210
B 19	7.12.98	2,5	<0,001	0,105	46	0,004	0,011	<0,001	16	5,2	0,039	109	0,057	145	<0,001	<0,001	5,86	19,2	0,87	1,13	280
B 19	7.12.98	3,7	0,25	0,080	48	<0,001	0,009	0,16	15	6,3	0,21	111	0,043	152	<0,001	0,025	5,75	18,8	0,87	0,80	273
B 20	7.12.98	2,5	<0,001	0,17	151	0,005	27	<0,001	326	10	1,0	177	1,7	235	<0,001	66	5,08	19,8	4,17	0,36	251
B 20	7.12.98	4,0	0,17	0,11	154	0,008	52	1,9	430	15	2,0	204	3,2	304	<0,001	118	4,91	19,9	4,52	0,06	184

Anhang 13-b: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	Lf [mS/cm]	T [°C]	pH [-]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
B 21	7.12.98	2,5	<0,001	0,13	83	0,006	0,084	<0,001	27	10	0,61	167	6,1	340	<0,001	0,19	1,48	19,7	6,20	0,27	172
B 21	7.12.98	3,5	<0,001	0,15	80	0,008	0,008	<0,001	24	9,7	0,59	162	6,1	340	<0,001	0,043	1,52	19,8	6,34	0,03	167
B 21	7.12.98	4,0	<0,001	0,14	80	0,006	0,002	<0,001	24	9,6	0,59	161	6,4	327	<0,001	0,028	1,57	19,7	6,41	0,03	159
B 22	7.12.98	2,5	<0,001	0,075	63	0,004	0,009	0,006	17	7,6	0,038	96	0,11	139	0,002	<0,001	0,83	19,9	6,33	1,31	232
B 22	7.12.98	4,0	<0,001	0,087	59	<0,001	<0,001	<0,001	16	7,0	0,016	91	0,034	142	<0,001	<0,001	0,82	19,6	6,42	0,16	231
B 23	7.12.98	2,5	0,014	0,12	57	<0,001	<0,001	0,008	12	3,8	0,008	134	0,024	207	<0,001	<0,001	1,05	20,7	6,22	1,45	261
B 23	7.12.98	4,0	<0,001	0,11	56	<0,001	<0,001	<0,001	12	4,1	0,034	137	0,011	207	<0,001	<0,001	1,10	21,3	6,24	0,13	251
B 24	7.12.98	2,5	0,35	0,080	87	0,006	<0,001	0,29	14	16	0,14	70	0,17	280	<0,001	0,082	0,87	21,5	5,76	1,47	162
B 24	7.12.98	3,5	<0,001	0,073	135	0,005	<0,001	0,051	21	25	0,20	108	0,086	282	<0,001	0,033	0,86	21,4	5,72	0,24	162
KB 1.1	7.12.98	2,5	<0,001	0,032	70	0,036	<0,001	3,3	41	10	0,41	377	0,38	380	<0,001	<0,001	n.g.	19,7	7,00	n.g.	n.g.
KB 1.1	7.12.98	3,5	<0,001	0,034	70	0,038	<0,001	3,7	40	11	0,45	396	1,5	450	<0,001	0,052	n.g.	19,8	7,10	n.g.	n.g.
KB 1.1	7.12.98	4,5	<0,001	0,032	69	0,022	<0,001	3,5	41	11	0,48	397	1,5	437	<0,001	0,091	n.g.	19,7	7,12	n.g.	n.g.
KB 1.1	7.12.98	5,5	1,2	0,028	84	0,032	<0,001	6,0	41	13	0,45	407	1,6	434	<0,001	0,064	n.g.	19,7	7,17	n.g.	n.g.
KB 1.1	7.12.98	6,2	<0,001	0,027	77	0,028	<0,001	4,4	43	13	0,47	432	1,7	463	<0,001	0,12	n.g.	19,4	7,14	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	8,5	<0,001	0,017	123	0,012	<0,001	0,25	11	21	0,18	80	0,27	267	<0,001	0,058	1,07	19,2	6,65	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	9,5	<0,001	0,032	127	0,012	<0,001	0,12	12	21	0,20	78	0,21	270	0,002	0,090	1,08	19,0	6,62	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	10,5	<0,001	0,021	120	0,009	0,010	0,074	11	21	0,15	78	0,32	272	0,012	0,071	1,09	19,5	6,65	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	11,5	<0,001	0,040	128	0,011	0,014	0,002	11	22	0,22	76	0,26	272	0,014	0,22	1,09	18,7	6,61	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	12,5	<0,001	0,039	127	0,011	0,018	<0,001	11	21	0,22	75	0,26	268	0,003	0,27	1,09	18,7	6,62	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	13,5	<0,001	0,037	129	0,011	0,011	0,033	12	22	0,22	76	0,22	270	0,006	0,22	1,09	18,6	6,64	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	14,5	<0,001	0,039	129	0,010	0,015	0,010	11	22	0,23	75	0,20	277	0,007	0,20	1,09	18,5	6,62	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	15,5	<0,001	0,047	130	0,012	<0,001	0,15	12	21	0,23	76	0,18	270	0,009	0,12	1,09	18,3	6,64	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	16,5	<0,001	0,052	127	0,011	<0,001	0,054	11	21	0,22	75	0,22	277	0,011	0,11	1,12	18,4	6,67	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	17,5	<0,001	0,047	126	0,020	0,005	0,065	12	21	0,23	76	0,28	277	0,010	0,25	1,14	18,6	6,61	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	18,5	<0,001	0,041	127	0,011	0,003	0,020	12	21	0,27	76	0,26	292	0,005	0,10	1,15	18,2	6,61	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	19,5	<0,001	0,032	124	0,011	0,007	<0,001	11	20	0,28	74	0,24	285	<0,001	0,064	1,16	18,5	6,72	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	20,5	<0,001	0,020	126	0,012	0,007	0,040	11	20	0,29	72	0,19	240	<0,001	0,037	1,16	17,9	6,70	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	21,5	0,15	0,024	125	0,024	0,003	0,16	11	20	0,18	77	0,38	242	<0,001	0,39	1,17	19,4	6,73	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	22,5	<0,001	0,005	131	0,013	<0,001	0,089	11	22	0,33	75	0,15	245	<0,001	0,017	1,17	17,9	6,58	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	23,5	0,046	0,009	131	0,040	0,016	0,096	10	21	0,33	72	0,14	274	0,003	0,023	1,17	17,5	6,70	n.g.	n.g.
KB 1.2	7.12.98	23,6	<0,001	0,021	119	0,017	0,007	0,16	11	20	0,28	72	0,21	265	0,004	0,011	1,17	18,2	6,62	n.g.	n.g.
KB 1.4	7.12.98	38,9	<0,001	0,009	145	0,005	<0,001	0,89	17	21	0,31	100	0,036	277	<0,001	0,009	1,26	16,9	7,05	n.g.	n.g.
KB 2.1	7.12.98	Ablauf	0,038	0,035	80	3,0	0,030	0,12	14	18	0,23	95	0,16	218	0,010	0,096	n.g.	18,7	6,74	n.g.	n.g.
KB 2.1	7.12.98	2,5	<0,001	0,054	76	3,8	0,030	<0,001	36	13	0,23	202	0,47	281	0,009	0,039	n.g.	19,3	6,71	n.g.	n.g.
KB 2.1	7.12.98	4,0	<0,001	0,059	78	4,0	0,027	<0,001	34	13	0,23	198	0,45	284	<0,001	0,036	n.g.	19,2	6,81	n.g.	n.g.
KB 2.1	7.12.98	7,0	<0,001	0,060	83	5,4	0,037	<0,001	30	15	0,23	185	0,43	290	0,004	0,019	n.g.	18,9	6,73	n.g.	n.g.
KB 2.1	7.12.98	10,0	<0,001	0,062	85	2,4	0,027	<0,001	26	16	0,21	160	0,34	280	0,001	0,015	n.g.	18,1	6,68	n.g.	n.g.

Anhang 13-c: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	Lf [mS/cm]	T [°C]	pH [-]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
KB 2.2	7.12.98	13,5	<0,001	0,073	119	0,003	0,004	0,59	12	18	0,51	69	0,028	289	0,002	0,026	1,13	16,3	6,16	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	14,5	<0,001	0,070	134	0,003	<0,001	1,8	13	20	0,56	78	0,047	293	<0,001	0,065	1,17	15,4	6,87	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	15,5	<0,001	0,079	132	<0,001	<0,001	1,5	14	20	0,58	76	0,059	294	<0,001	0,17	1,18	16,1	6,76	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	16,5	<0,001	0,089	137	0,006	0,003	2,0	14	21	0,61	79	0,033	296	0,002	0,036	1,18	16,1	6,84	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	17,5	0,21	0,081	128	0,002	0,002	1,8	13	19	0,60	79	0,046	293	<0,001	0,063	1,17	16,7	6,77	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	18,5	<0,001	0,057	124	0,006	<0,001	1,6	13	19	0,58	73	<0,001	293	<0,001	0,006	1,17	16,2	6,84	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	19,5	0,086	0,087	131	0,002	<0,001	1,9	14	20	0,62	76	0,023	300	<0,001	0,003	1,18	16,0	6,85	n.g.	n.g.
KB 2.2	7.12.98	20,5	0,045	0,085	129	0,002	<0,001	2,0	13	20	0,61	75	0,013	294	<0,001	<0,001	1,16	16,1	6,81	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	24,5	<0,001	0,045	134	0,15	0,011	<0,001	15	20	0,43	70	0,052	233	0,002	<0,001	1,10	15,0	6,67	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	25,5	<0,001	0,043	133	0,011	0,003	0,10	15	19	0,45	65	0,034	238	0,001	<0,001	1,11	15,2	7,01	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	26,5	<0,001	0,049	132	0,006	0,009	0,16	14	19	0,44	61	0,023	238	<0,001	<0,001	1,12	15,2	7,11	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	27,5	<0,001	0,047	133	0,005	0,019	0,77	15	19	0,46	61	0,043	239	0,005	<0,001	1,13	15,2	7,16	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	28,5	0,12	0,052	137	0,004	0,012	0,57	15	20	0,48	63	0,032	233	<0,001	<0,001	1,13	15,5	7,21	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	29,5	<0,001	0,050	135	0,048	0,009	0,016	16	20	0,42	72	0,065	234	0,001	0,007	1,15	15,6	7,24	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	30,5	0,007	0,037	143	0,003	<0,001	0,88	16	20	0,51	64	0,028	239	<0,001	<0,001	1,23	15,1	7,31	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	31,5	<0,001	0,028	127	<0,001	<0,001	0,53	14	19	0,45	58	0,034	258	<0,001	<0,001	1,24	15,7	7,33	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	32,5	0,022	0,019	133	<0,001	<0,001	1,6	15	19	0,46	60	0,038	259	<0,001	<0,001	1,24	15,2	7,28	n.g.	n.g.
KB 2.3	7.12.98	33,0	0,029	0,028	127	0,005	<0,001	1,6	14	18	0,46	57	0,026	263	<0,001	<0,001	1,24	15,2	7,31	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	2,3	0,011	0,14	53	0,025	0,029	<0,001	39	7,7	0,25	100	0,033	212	0,001	0,043	1,25	20,1	6,31	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	3,3	<0,001	0,15	63	0,005	<0,001	<0,001	40	9,2	0,32	113	0,035	251	0,003	0,078	1,31	20,6	6,38	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	4,3	<0,001	0,18	64	<0,001	0,014	<0,001	39	9,5	0,34	114	0,036	268	0,006	0,054	1,33	20,6	6,37	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	5,3	<0,001	0,16	66	<0,001	<0,001	<0,001	39	9,8	0,35	119	0,027	269	0,002	0,058	1,33	20,4	6,37	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	6,3	<0,001	0,16	65	<0,001	0,002	<0,001	38	9,7	0,34	116	0,040	270	0,011	0,039	1,33	20,1	6,36	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	7,3	0,006	0,15	69	<0,001	<0,001	<0,001	40	10	0,36	122	0,031	274	0,012	0,032	1,33	19,9	6,36	n.g.	n.g.
KB 3.1	7.12.98	7,6	<0,001	0,16	69	<0,001	<0,001	0,017	39	10	0,35	119	0,027	272	0,012	0,032	1,33	19,8	6,35	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	10,5	<0,001	0,082	64	<0,001	<0,001	1,2	13	13	0,23	70	0,020	250	0,012	0,051	1,05	19,1	6,20	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	11,5	0,39	0,12	77	0,004	0,001	7,7	13	17	0,32	79	0,020	280	0,014	0,028	1,12	18,9	6,46	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	12,5	0,033	0,097	76	<0,001	<0,001	6,2	13	16	0,27	78	0,021	269	<0,001	0,051	1,12	18,6	6,48	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	13,5	<0,001	0,12	86	<0,001	<0,001	9,7	11	19	0,35	82	0,011	294	0,004	0,015	1,12	18,4	6,49	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	14,5	<0,001	0,12	80	<0,001	<0,001	9,1	10	17	0,33	77	0,009	295	0,005	0,025	1,12	18,1	6,50	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	15,5	<0,001	0,092	106	<0,001	<0,001	12	14	22	0,42	98	0,013	309	<0,001	0,018	1,12	17,9	6,50	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	17,5	<0,001	0,090	102	0,031	<0,001	11	14	22	0,39	97	0,021	306	0,010	0,025	1,14	17,5	6,53	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	18,5	<0,001	0,11	79	0,002	<0,001	9,4	11	18	0,31	82	0,022	310	0,001	0,030	1,14	17,3	6,58	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	19,5	<0,001	0,11	83	0,003	0,002	10	12	18	0,32	86	0,018	300	0,004	0,020	1,18	17,1	6,68	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	20,5	<0,001	0,14	82	<0,001	<0,001	10	11	18	0,32	83	0,028	299	<0,001	0,034	1,19	17,0	6,70	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	21,5	0,22	0,099	74	<0,001	<0,001	5,6	14	16	0,31	80	0,049	254	<0,001	0,21	1,19	16,7	6,70	n.g.	n.g.
KB 3.2	7.12.98	22,3	0,037	0,13	84	<0,001	<0,001	11	12	18	0,34	84	0,017	295	<0,001	0,006	1,19	16,5	6,72	n.g.	n.g.

Anhang 13-d: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	Lf [mS/cm]	T [°C]	pH [-]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
KB 3.3	7.12.98	25,5	0,031	0,10	123	<0,001	0,001	0,94	17	17	0,34	65	0,012	266	<0,001	0,002	1,17	15,9	7,44	n.g.	n.g.
KB 3.4	7.12.98	38,5	<0,001	0,015	130	<0,001	0,005	1,7	17	20	0,31	74	0,016	289	<0,001	0,017	1,21	14,0	7,42	n.g.	n.g.
KB 3.4	7.12.98	39,5	<0,001	0,015	123	<0,001	0,001	0,69	15	19	0,27	76	0,016	289	<0,001	<0,001	1,45	13,9	7,39	n.g.	n.g.
KB 3.4	7.12.98	40,5	<0,001	0,017	126	<0,001	0,007	0,86	17	19	0,27	74	0,017	314	<0,001	0,050	2,13	13,9	7,32	n.g.	n.g.
KB 3.4	7.12.98	41,5	<0,001	0,030	140	0,010	0,009	1,3	19	21	0,30	132	0,016	314	<0,001	<0,001	32,8	13,8	7,08	n.g.	n.g.
KB 4	7.12.98	2,5	0,53	0,072	104	0,005	0,007	0,44	11	19	0,20	81	2,2	272	0,008	0,55	1,03	20,0	6,30	0,58	94
KB 4	7.12.98	3,5	0,027	0,043	104	0,002	<0,001	0,032	10	19	0,16	79	1,6	264	<0,001	0,35	1,03	19,8	6,40	0,06	53
KB 4	7.12.98	4,5	<0,001	0,040	104	<0,001	<0,001	0,002	10	19	0,16	79	1,6	272	<0,001	0,40	1,02	19,7	6,46	0,09	38
KB 4	7.12.98	5,5	<0,001	0,045	106	<0,001	<0,001	0,036	10	19	0,16	79	1,7	272	<0,001	0,43	1,02	19,6	6,40	0,02	31
KB 6	7.12.98	2,5	0,18	0,029	44	0,023	0,031	0,21	13	11	0,30	290	3,8	360	0,004	0,042	3,72	19,9	7,16	0,01	-319
KB 6	7.12.98	3,5	0,21	0,021	42	0,070	0,097	0,66	14	10	0,26	393	3,6	362	0,020	0,027	3,70	19,9	7,80	0,01	-332
KB 6	7.12.98	4,5	0,12	0,019	20	0,074	0,59	0,31	7,2	4,7	0,071	508	3,2	408	0,069	<0,001	3,66	19,9	8,49	0,01	-360
KB 6	7.12.98	5,5	0,17	0,016	18	0,11	0,85	0,41	7,4	4,1	0,043	575	2,9	396	0,10	<0,001	3,64	19,7	8,97	0,00	-366
KB 6	7.12.98	6,5	0,10	0,015	34	0,094	0,90	0,75	13	7,8	0,052	616	3,0	419	0,11	0,009	3,64	19,5	9,01	0,01	-370
KB 6	7.12.98	7,5	0,076	0,022	33	0,10	1,1	0,81	13	7,4	0,075	615	3,4	428	0,12	0,006	3,68	19,3	9,05	0,01	-374
KB 6	7.12.98	8,5	0,30	0,019	34	0,12	1,4	0,87	13	7,7	0,080	631	3,5	432	0,12	0,006	3,82	19,1	8,88	0,01	-379
KB 6	7.12.98	9,5	0,097	0,020	35	0,10	1,3	0,77	14	7,9	0,090	628	3,1	415	0,12	0,014	4,34	19,0	8,91	0,00	-391
KB 6	7.12.98	10,5	0,20	0,026	35	0,11	1,6	0,85	15	8,0	0,092	653	3,1	427	0,13	0,010	4,38	18,5	9,00	0,01	-395
KB 6	7.12.98	11,5	8,5	0,047	31	0,11	2,3	4,1	14	7,8	0,11	565	3,4	398	0,13	0,037	4,42	18,6	8,98	0,00	-485
KB 7	7.12.98	2,5	4,0	0,052	90	91	0,51	0,005	18	19	0,48	119	1,7	269	<0,001	1,2	1,05	19,3	5,68	0,62	239
KB 7	7.12.98	3,5	12	0,086	104	310	1,4	0,021	30	20	0,88	179	4,1	292	0,053	3,1	1,00	19,2	5,23	0,04	255
KB 7	7.12.98	4,5	14	0,086	102	320	1,6	0,13	32	20	0,93	191	4,2	303	0,059	3,3	1,04	19,2	5,12	0,01	260
KB 7	7.12.98	5,5	12	0,051	99	320	1,4	0,024	31	20	0,88	188	3,6	293	0,004	2,9	0,98	18,8	5,19	0,03	198
KB 7	7.12.98	6,5	11	0,050	96	290	1,3	0,024	29	19	0,83	184	3,5	319	0,009	2,8	0,97	18,2	5,24	0,03	203
KB 7	7.12.98	7,5	13	0,046	103	280	1,3	0,28	33	21	0,91	201	3,4	317	0,011	2,6	0,97	17,8	5,24	0,02	197
KB 7	7.12.98	8,5	2,5	0,043	76	75	0,31	<0,001	16	17	0,39	119	1,4	253	0,006	0,90	0,98	17,8	5,73	0,01	190
B 5	22.2.99	2,5	0,061	0,074	98	7,1	0,016	0,020	39	11	0,012	209	0,52	241	<0,001	0,067	1,74	19,2	6,77	4,68	102
B 5	22.2.99	3,5	<0,001	0,12	126	4,5	0,018	0,031	50	13	0,031	202	0,33	285	<0,001	0,031	1,92	19,4	6,63	2,00	111
B 5	22.2.99	4,5	<0,001	0,14	134	3,4	0,024	<0,001	54	14	0,060	208	0,41	306	0,003	0,032	1,91	18,3	6,63	0,60	123
B 11	22.2.99	2,5	0,35	0,093	119	0,004	2,0	0,25	28	17	2,1	203	38	480	<0,001	1,3	1,89	20,9	5,41	0,30	182
B 11	22.2.99	3,5	0,67	0,094	122	0,008	2,2	0,25	29	17	2,2	205	38	475	<0,001	1,4	1,92	20,9	5,35	n.g.	n.g.
B 11	22.2.99	4,2	<0,001	0,11	126	0,013	2,9	0,52	29	17	2,2	206	40	493	<0,001	1,4	1,93	20,9	5,36	n.g.	n.g.
B 12	22.2.99	2,5	0,004	<0,001	5,3	<0,001	0,007	0,16	5,3	1,1	0,041	92	0,11	59	0,009	0,003	0,46	20,3	6,74	1,60	101
B 12	22.2.99	3,5	<0,001	<0,001	5,5	0,011	0,012	0,056	5,0	1,1	0,040	93	0,11	58	0,012	0,019	0,46	20,1	6,70	0,50	99
B 12	22.2.99	4,2	<0,001	<0,001	5,4	<0,001	0,005	0,039	4,7	1,2	0,045	94	0,11	58	0,006	0,018	0,46	20,0	6,69	0,30	97
B 13	22.2.99	2,5	<0,001	0,010	21	<0,001	<0,001	<0,001	9,5	1,3	0,001	62	0,003	54	<0,001	<0,001	0,43	19,0	6,67	2,20	102
B 13	22.2.99	3,5	<0,001	0,009	21	0,014	<0,001	<0,001	9,6	1,2	<0,001	62	0,002	54	<0,001	0,003	0,44	19,2	6,66	1,50	100
B 13	22.2.99	4,0	<0,001	0,018	22	<0,001	<0,001	<0,001	10	1,4	<0,001	63	0,006	54	<0,001	0,002	0,45	19,1	6,63	1,40	99
KB 2.1	22.2.99	Ablauf	<0,001	0,068	80	4,5	0,027	<0,001	5,0	13	0,32	114	0,34	264	0,001	0,026	1,23	17,7	6,63	n.g.	n.g.

Anhang 13-e: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

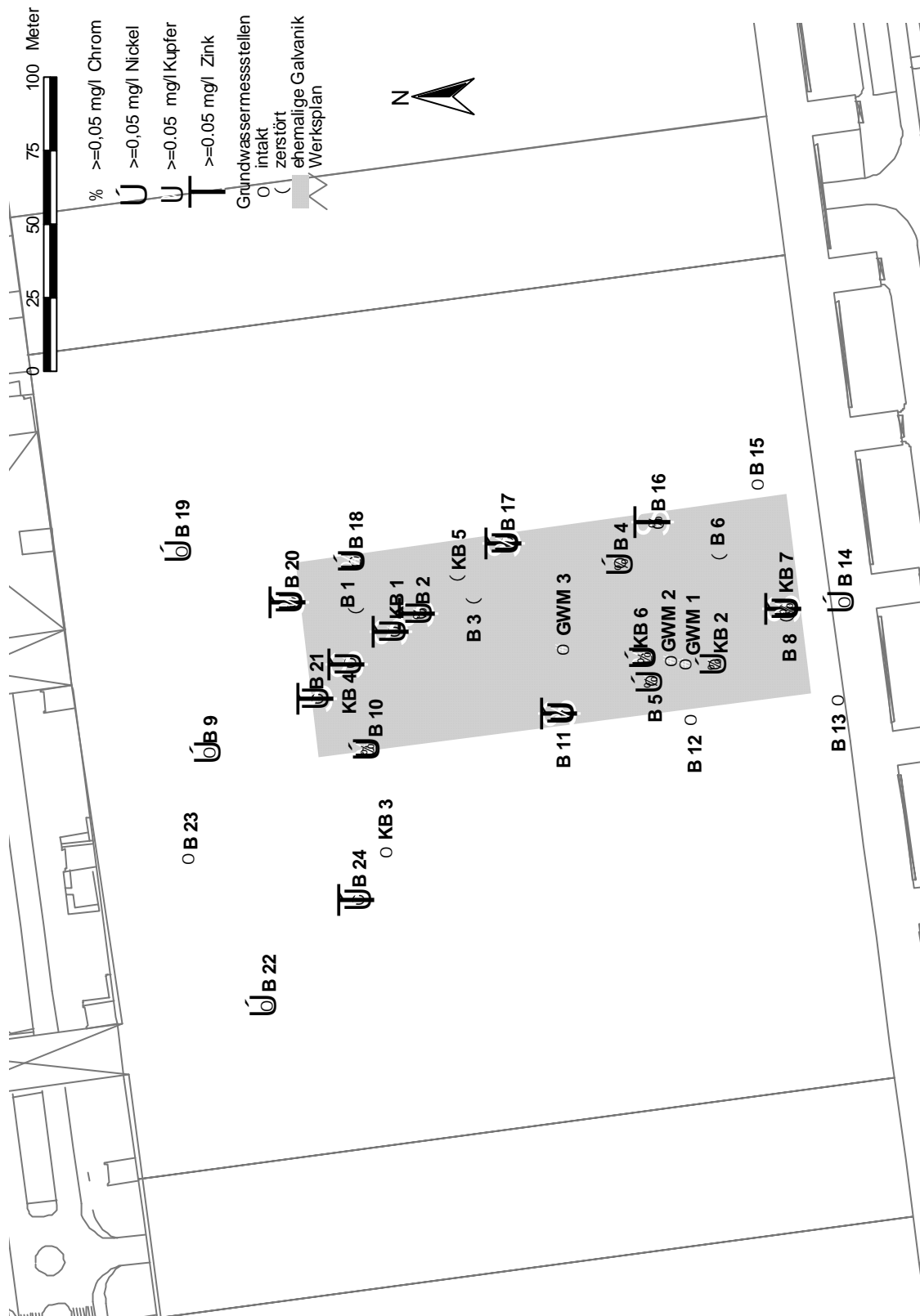
GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al	Ba	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	Red.
KB 2.2	22.2.99	13,5	<0,001	0,051	98	<0,001	0,003	0,058	12	15	0,35	83	0,034	225	<0,001	0,019	1,08	17,0	6,66	n.g.	n.g.
KB 2.2	22.2.99	14,5	<0,001	0,058	117	<0,001	0,001	0,68	11	16	0,43	81	0,024	238	<0,001	0,019	1,10	16,8	6,83	n.g.	n.g.
KB 2.2	22.2.99	15,5	<0,001	0,057	105	<0,001	0,001	1,3	11	16	0,46	79	0,058	239	<0,001	0,020	1,08	16,8	6,85	n.g.	n.g.
KB 6	22.2.99	2,5	0,15	0,042	40	0,25	0,12	1,9	11	10	0,16	490	1,4	323	0,079	0,033	1,80	19,9	7,22	0,00	-211
KB 6	22.2.99	3,5	<0,001	0,044	39	0,20	0,084	2,2	11	10	0,16	464	1,3	316	0,077	0,024	1,80	19,5	7,19	0,00	-226
KB 6	22.2.99	5,5	0,061	0,025	38	0,26	0,12	2,0	11	9,7	0,17	485	1,2	315	0,026	0,021	2,04	18,7	7,69	0,00	-307
KB 6	22.2.99	8,5	0,15	0,051	39	0,10	0,022	2,0	11	10	0,16	500	1,4	321	0,020	<0,001	2,02	18,5	7,69	0,00	-367
KB 6	22.2.99	11,5	0,009	0,045	45	0,12	0,045	3,5	11	12	0,22	344	1,1	281	0,038	0,021	1,43	18,2	6,71	0,00	-321
KB 7	22.2.99	2,0	0,82	0,030	62	12	0,063	0,18	13	16	0,23	120	1,1	241	<0,001	0,023	0,91	20,3	5,89	0,60	154
KB 7	22.2.99	2,5	0,35	0,029	61	12	0,052	0,042	13	16	0,23	120	1,1	238	<0,001	0,023	0,91	20,2	5,86	0,40	155
KB 7	22.2.99	3,5	0,27	0,043	59	11	0,055	0,008	12	15	0,22	117	1,1	237	0,003	0,020	0,91	19,7	5,83	0,00	155
KB 7	22.2.99	5,5	0,43	0,030	60	11	0,070	<0,001	13	16	0,23	115	1,1	231	0,003	0,020	0,90	18,6	5,85	0,00	156
KB 7	22.2.99	8,5	0,41	0,030	62	12	0,070	<0,001	13	16	0,22	112	0,86	237	0,004	0,023	0,92	17,5	5,88	0,00	157
KB 7	22.2.99	11,2	<0,001	0,031	61	15	0,053	<0,001	3,2	13	0,17	114	0,47	246	0,002	0,13	0,97	17,1	6,02	0,00	164
GWM 1a	22.2.99	2,5	<0,001	0,019	38	0,002	0,14	0,062	61	2,0	0,052	119	0,15	140	<0,001	0,34	0,57	17,0	6,98	7,10	-106
GWM 1a	22.2.99	3,5	<0,001	0,011	39	<0,001	0,14	0,007	62	2,0	0,040	119	0,15	140	<0,001	0,34	0,95	17,1	6,95	7,00	-71
GWM 1b	22.2.99	4,5	<0,001	0,021	32	<0,001	0,34	0,005	72	1,8	0,071	127	0,64	145	<0,001	0,43	0,97	17,6	6,76	2,90	148
GWM 1b	22.2.99	5,5	<0,001	0,020	31	<0,001	0,30	<0,001	73	1,8	0,070	127	0,55	144	<0,001	0,39	0,97	17,9	6,79	2,70	146
GWM 1b	22.2.99	6,5	<0,001	0,020	31	<0,001	0,25	<0,001	76	1,8	0,076	133	0,49	144	<0,001	0,39	0,97	18,1	6,77	2,60	148
GWM 1b	22.2.99	7,5	<0,001	0,019	31	<0,001	0,28	<0,001	74	1,8	0,075	133	0,54	143	<0,001	0,38	0,97	18,7	6,58	0,60	40
GWM 2a	22.2.99	2,5	0,28	0,11	134	<0,001	0,047	0,20	128	8,9	1,0	218	88	442	<0,001	3,6	2,69	18,5	5,58	2,20	153
GWM 2a	22.2.99	3,5	0,052	0,11	135	<0,001	0,051	<0,001	145	9,3	1,0	221	80	445	<0,001	4,0	2,65	18,0	5,51	0,30	159
GWM 2b	22.2.99	Ablauf	0,052	0,045	58	0,44	3,8	0,11	63	7,9	0,38	501	26	432	0,061	0,70	2,82	19,1	7,26	n.g.	n.g.
B 5	31.5.99	2,5	<0,001	0,087	97	0,050	<0,001	<0,001	49	11	0,45	193	0,86	365	<0,001	0,053	1,79	21,4	6,46	4,68	102
B 5	31.5.99	3,5	<0,001	0,086	96	0,019	<0,001	<0,001	49	11	0,45	194	0,73	381	<0,001	0,026	1,79	21,2	6,42	2,00	111
B 5	31.5.99	4,5	0,065	0,089	97	<0,001	<0,001	<0,001	49	11	0,45	191	0,70	388	<0,001	0,025	1,79	21,1	6,40	0,60	123
B 11	31.5.99	2,5	0,56	0,075	100	0,002	1,1	<0,001	27	15	2,1	196	33	483	0,001	1,1	1,85	21,9	5,42	n.g.	n.g.
B 11	31.5.99	3,5	0,51	0,066	103	<0,001	1,4	<0,001	28	16	2,1	196	32	498	<0,001	1,2	1,88	21,8	5,34	n.g.	n.g.
B 11	31.5.99	4,5	0,55	0,059	106	<0,001	1,6	<0,001	27	15	2,0	198	34	507	<0,001	1,3	1,85	22,1	5,46	n.g.	n.g.
B 11b	31.5.99	4,5	0,19	0,045	130	<0,001	1,5	<0,001	30	15	2,0	207	28	510	<0,001	0,87	1,98	21,6	5,73	2,57	165
B 11b	31.5.99	5,5	0,48	0,039	132	<0,001	1,7	0,24	29	16	1,8	228	28	557	<0,001	0,83	2,05	21,4	5,74	0,54	96
B 11b	31.5.99	6,5	0,18	0,034	142	<0,001	0,89	0,26	26	17	1,7	271	19	623	<0,001	0,59	2,21	21,1	5,88	0,03	73
B 12	31.5.99	2,5	0,039	0,007	11	<0,001	0,088	0,006	5,8	2,2	0,089	57	0,28	51	0,001	0,11	0,41	21,5	6,58	0,84	25
B 12	31.5.99	3,5	<0,001	0,003	12	<0,001	0,001	<0,001	6,2	2,3	0,087	70	0,10	55	<0,001	0,040	0,41	21,4	6,50	0,10	26
B 12	31.5.99	4,5	0,041	0,006	12	<0,001	<0,001	0,31	5,7	2,4	0,10	68	0,067	61	<0,001	0,028	0,44	21,4	6,50	0,00	27
B 13	31.5.99	2,5	0,043	<0,001	22	<0,001	0,004	<0,001	10	1,1	0,007	49	0,085	46	<0,001	0,013	0,44	21,4	6,57	6,25	149
B 13	31.5.99	3,5	<0,001	<0,001	23	<0,001	0,002	<0,001	10	1,2	0,003	51	0,033	46	<0,001	0,005	0,44	21,1	6,63	3,63	142
B 13	31.5.99	4,0	0,19	0,032	24	<0,001	0,12	0,92	10	1,6	0,011	53	0,11	48	<0,001	0,49	0,44	21,1	6,72	0,68	132

Anhang 13-f: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	Lf [mS/cm]	T [°C]	pH [-]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
KB 2.1	31.5.99	Ablauf	<0,001	0,014	87	5,0	<0,001	<0,001	12	15	0,36	98	0,14	259	<0,001	0,004	1,13	18,5	6,59	n.g.	n.g.
KB 2.2	31.5.99	13,5	<0,001	0,029	100	<0,001	<0,001	<0,001	11	14	0,36	82	0,044	233	<0,001	0,026	1,08	18,4	6,83	n.g.	n.g.
KB 2.2	31.5.99	14,5	<0,001	0,048	101	<0,001	<0,001	<0,001	11	15	0,42	78	0,012	242	<0,001	0,015	1,10	17,8	6,88	n.g.	n.g.
KB 2.2	31.5.99	15,5	<0,001	0,046	99	<0,001	<0,001	<0,001	11	15	0,41	78	0,010	242	0,004	0,015	1,11	19,3	7,07	n.g.	n.g.
KB 6	31.5.99	2,5	<0,001	0,010	33	0,076	0,010	0,63	11	9,2	0,11	413	0,96	281	0,071	0,075	2,09	21,0	7,36	0,00	-289
KB 6	31.5.99	3,5	<0,001	0,019	36	0,047	0,016	0,74	12	9,7	0,11	441	0,83	302	0,075	0,094	2,07	20,6	7,39	0,00	-306
KB 6	31.5.99	5,5	<0,001	0,020	34	0,045	<0,001	0,83	11	9,2	0,11	412	0,63	283	0,070	0,002	2,05	18,9	7,35	0,00	-315
KB 6	31.5.99	8,5	<0,001	0,019	34	0,044	<0,001	0,62	11	9,1	0,11	414	0,62	289	0,071	0,007	2,06	21,7	7,44	0,00	-313
KB 6	31.5.99	11,5	<0,001	0,018	35	0,048	<0,001	0,85	11	9,3	0,12	408	0,61	295	0,070	0,038	2,03	20,3	7,44	0,00	-317
KB 7	31.5.99	2,5	<0,001	0,018	62	<0,001	<0,001	<0,001	9,1	14	0,20	79	0,32	214	<0,001	0,049	0,87	20,8	5,99	0,53	-4
KB 7	31.5.99	3,5	<0,001	0,019	61	<0,001	<0,001	1,0	9,1	14	0,20	78	0,24	221	<0,001	0,042	0,94	19,5	6,04	0,02	-7
KB 7	31.5.99	5,5	<0,001	0,015	62	<0,001	<0,001	0,45	9,8	14	0,20	79	0,22	218	<0,001	0,028	0,94	19,5	6,01	0,00	-2
KB 7	31.5.99	8,5	0,26	0,013	64	<0,001	0,004	1,3	9,6	15	0,23	79	0,43	221	0,003	0,028	0,96	18,5	6,03	0,00	7
KB 7	31.5.99	11,2	<0,001	0,032	66	0,001	0,006	1,1	9,8	15	0,21	77	0,20	216	0,002	0,031	0,98	18,7	6,21	0,00	2
GWM 1a	31.5.99	2,5	<0,001	0,028	54	0,35	0,085	<0,001	47	5,1	0,19	131	0,16	177	0,006	0,14	1,42	20,7	6,84	1,47	78
GWM 1a	31.5.99	3,5	<0,001	0,042	53	0,35	0,096	<0,001	66	4,7	0,39	165	0,18	207	<0,001	0,22	1,50	20,4	6,96	0,00	94
GWM 1b	31.5.99	4,5	<0,001	0,014	48	0,32	0,072	<0,001	37	5,2	0,11	161	0,76	189	<0,001	0,069	1,45	20,0	6,91	2,90	148
GWM 1b	31.5.99	5,5	<0,001	0,049	47	0,52	0,032	<0,001	33	7,5	0,21	175	0,56	247	<0,001	0,037	1,45	19,7	6,93	2,70	146
GWM 1b	31.5.99	6,5	<0,001	0,037	50	1,3	0,37	<0,001	36	8,0	0,22	307	1,3	320	0,017	0,057	1,73	19,4	6,84	2,60	148
GWM 1b	31.5.99	7,5	<0,001	0,015	37	7,1	3,5	0,041	29	6,1	0,084	712	2,0	520	0,13	<0,001	1,82	19,6	7,37	0,60	40
GWM 2a	31.5.99	2,5	<0,001	0,003	28	0,009	0,21	<0,001	64	2,2	0,38	145	57	233	<0,001	1,0	1,55	20,3	6,26	1,58	154
GWM 2a	31.5.99	3,5	<0,001	0,027	31	<0,001	0,21	<0,001	74	2,2	0,44	168	61	256	<0,001	1,6	1,65	20,2	6,25	0,56	160
GWM 2b	31.5.99	4,5	0,27	0,003	44	<0,001	0,38	0,42	39	5,7	0,32	318	15	320	<0,001	0,98	2,55	20,1	6,78	n.g.	n.g.
GWM 2b	31.5.99	5,5	0,084	0,025	44	0,014	0,48	0,32	38	5,8	0,32	321	15	339	0,002	1,0	2,57	19,9	6,79	n.g.	n.g.
GWM 2b	31.5.99	6,5	<0,001	0,037	42	0,084	1,6	0,36	27	6,7	0,22	658	12	487	0,055	0,22	2,72	19,8	7,16	n.g.	n.g.
GWM 2b	31.5.99	7,5	0,041	0,002	38	0,026	2,120	0,43	23	6,1	0,20	650	10	467	<0,001	0,12	2,96	19,5	9,00	n.g.	n.g.
GWM 3a	31.5.99	2,5	0,39	0,037	65	<0,001	<0,001	0,12	12	13	1,3	246	13	362	<0,001	0,15	1,70	21,2	6,17	n.g.	n.g.
GWM 3b	31.5.99	4,5	0,20	0,041	49	<0,001	<0,001	<0,001	12	10	0,91	256	14	353	<0,001	0,22	1,56	20,8	6,05	0,69	157
GWM 3b	31.5.99	5,5	0,14	0,040	50	<0,001	<0,001	0,15	12	9,9	0,98	254	19	390	<0,001	0,23	1,59	20,5	6,03	0,79	153
GWM 3b	31.5.99	6,5	0,092	0,050	70	<0,001	<0,001	<0,001	13	12	1,7	264	57	547	0,001	0,37	1,74	20,2	6,03	0,11	150
B 5	14.6.99	2,5	0,33	0,11	83	0,26	0,068	0,039	43	9,2	0,40	180	0,83	369	<0,001	0,044	1,92	21,0	6,40	n.g.	n.g.
B 5	14.6.99	3,5	0,024	0,11	89	0,14	0,063	<0,001	45	9,5	0,42	187	0,78	363	<0,001	0,049	1,94	20,8	6,39	n.g.	n.g.
B 5	14.6.99	4,5	0,010	0,12	89	0,11	0,059	<0,001	45	9,4	0,43	181	0,76	359	0,002	0,050	1,95	20,6	6,41	n.g.	n.g.
B 11	14.6.99	2,5	0,21	0,096	94	0,003	0,43	<0,001	28	13	2,2	192	26	494	<0,001	0,85	1,83	22,0	5,41	n.g.	n.g.
B 11	14.6.99	3,5	0,30	0,10	97	<0,001	0,58	<0,001	29	13	2,3	197	40	492	<0,001	0,95	1,84	21,6	5,34	n.g.	n.g.
B 11	14.6.99	4,15	0,39	0,094	99	0,001	0,93	0,055	29	14	2,2	199	42	500	<0,001	0,99	1,86	21,5	5,27	n.g.	n.g.
B 11b	14.6.99	4,5	0,13	0,086	111	<0,001	1,3	<0,001	34	15	2,7	201	36	510	<0,001	0,72	1,91	21,5	5,67	n.g.	n.g.
B 11b	14.6.99	5,5	<0,001	0,073	107	<0,001	1,7	<0,001	32	14	2,7	191	40	506	<0,001	0,76	1,97	21,3	5,58	n.g.	n.g.

Anhang 13-g: Grundwasseranalysen aus dem Bereich der ehemaligen Galvanik

GWM	Datum	Beprob.- tiefe	Al [mg/l]	Ba [mg/l]	Ca [mg/l]	Cr [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Mn [mg/l]	Na [mg/l]	Ni [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [mg/l]	Zn [mg/l]	Lf [mS/cm]	T [°C]	pH [-]	O ₂ [mg/l]	Red. [mV]
B 11b	14.6.99	6,5	<0,001	0,055	108	<0,001	2,0	0,69	28	15	1,9	229	35	594	<0,001	0,75	2,12	21,1	5,64	n.g.	n.g.
B 12	14.6.99	2,5	<0,001	0,020	14	<0,001	0,010	<0,001	6,7	2,6	0,12	65	0,049	81	0,003	0,041	0,49	21,1	6,40	n.g.	n.g.
B 12	14.6.99	3,5	0,059	0,022	14	<0,001	0,003	0,021	7,0	2,6	0,12	66	0,044	78	<0,001	0,045	0,49	20,9	6,39	n.g.	n.g.
B 12	14.6.99	4,2	0,054	0,020	14	<0,001	<0,001	0,045	6,4	2,6	0,12	67	0,039	77	0,002	0,040	0,49	20,8	6,41	n.g.	n.g.
B 13	14.6.99	2,5	0,16	0,025	18	0,003	0,010	0,064	10	0,9	0,006	49	0,066	50	<0,001	0,013	0,42	21,4	6,82	n.g.	n.g.
B 13	14.6.99	3,5	<0,001	0,025	19	<0,001	<0,001	0,044	9,9	1,0	0,004	52	0,032	52	<0,001	0,026	0,43	21,0	6,73	n.g.	n.g.
B 13	14.6.99	4,0	0,049	0,026	19	<0,001	<0,001	0,010	10	1,1	0,007	52	0,021	52	<0,001	0,007	0,43	20,9	6,73	n.g.	n.g.
KB 2.1	14.6.99	Ablauf	0,33	0,049	78	4,1	<0,001	0,14	11	13	0,34	92	0,15	270	<0,001	0,024	1,15	18,1	6,65	n.g.	n.g.
KB 2.2	14.6.99	13,5	<0,001	0,039	98	<0,001	<0,001	0,27	11	15	0,39	68	0,001	260	<0,001	0,010	1,11	17,9	7,00	n.g.	n.g.
KB 2.2	14.6.99	14,5	0,080	0,038	98	<0,001	<0,001	<0,001	12	14	0,40	68	0,003	253	<0,001	0,011	1,11	17,4	6,87	n.g.	n.g.
KB 2.2	14.6.99	15,5	0,36	0,036	96	<0,001	<0,001	0,21	12	14	0,36	71	0,024	241	<0,001	0,026	1,12	16,9	6,87	n.g.	n.g.
KB 6	14.6.99	2,5	<0,001	0,033	43	0,034	0,014	2,2	11	11	0,20	225	0,24	257	0,021	0,021	1,50	20,7	6,81	n.g.	n.g.
KB 6	14.6.99	3,5	<0,001	0,029	42	0,023	0,020	2,4	12	10	0,20	223	0,32	248	0,021	0,19	1,50	20,4	6,85	n.g.	n.g.
KB 6	14.6.99	5,5	<0,001	0,029	42	0,032	0,004	2,4	11	11	0,19	235	0,26	258	0,019	0,020	1,56	19,9	6,88	n.g.	n.g.
KB 6	14.6.99	8,5	0,42	0,034	40	0,073	0,049	2,5	11	10	0,19	314	0,49	270	0,051	0,014	1,82	19,7	7,10	n.g.	n.g.
KB 6	14.6.99	11,5	<0,001	0,051	37	0,168	0,059	1,1	11	9,4	0,15	405	0,66	291	0,066	0,007	2,10	19,1	7,50	n.g.	n.g.
KB 7	14.6.99	2,5	<0,001	0,037	61	<0,001	<0,001	0,015	10	13	0,21	68	0,26	221	<0,001	0,058	0,95	20,9	6,15	n.g.	n.g.
KB 7	14.6.99	3,5	<0,001	0,035	60	<0,001	<0,001	1,1	10	13	0,21	67	0,31	218	<0,001	0,051	0,95	20,1	6,06	n.g.	n.g.
KB 7	14.6.99	5,5	<0,001	0,036	60	<0,001	<0,001	0,64	10	13	0,21	67	0,30	223	<0,001	0,054	0,95	19,5	6,02	n.g.	n.g.
KB 7	14.6.99	8,5	<0,001	0,035	62	<0,001	<0,001	2,1	10	13	0,21	68	0,41	226	<0,001	0,051	0,96	18,5	6,03	n.g.	n.g.
KB 7	14.6.99	11,2	<0,001	0,035	66	<0,001	<0,001	1,7	10	14	0,21	66	0,15	226	<0,001	0,055	0,98	18,7	6,21	n.g.	n.g.
GWM 1a	14.6.99	2,5	<0,001	0,065	46	0,023	0,084	<0,001	95	4,0	0,34	160	0,18	215	<0,001	0,24	1,42	20,7	6,84	n.g.	n.g.
GWM 1a	14.6.99	3,5	<0,001	0,040	43	0,010	0,097	<0,001	82	3,7	0,31	162	0,16	225	<0,001	0,23	1,50	20,4	6,96	n.g.	n.g.
GWM 1b	14.6.99	4,5	0,059	0,051	38	0,28	0,25	0,087	30	6,3	0,21	182	0,43	243	<0,001	0,041	1,45	20,0	6,91	n.g.	n.g.
GWM 1b	14.6.99	5,5	0,37	0,059	38	0,38	0,26	0,093	32	6,5	0,20	183	0,43	237	0,007	0,051	1,45	19,7	6,93	n.g.	n.g.
GWM 1b	14.6.99	6,5	0,093	0,054	46	0,58	0,34	0,090	39	7,5	0,28	249	1,6	316	0,010	0,053	1,73	19,4	6,84	n.g.	n.g.
GWM 1b	14.6.99	7,5	0,078	0,040	40	1,3	1,2	0,17	32	6,9	0,18	352	0,94	317	0,038	0,028	1,82	19,6	7,37	n.g.	n.g.
GWM 2a	14.6.99	2,5	<0,001	0,017	38	<0,001	0,16	0,013	50	3,0	0,35	168	8,9	291	<0,001	1,1	1,55	20,3	6,26	n.g.	n.g.
GWM 2a	14.6.99	3,5	0,80	0,018	39	<0,001	0,16	0,39	54	3,1	0,38	181	56	291	<0,001	1,3	1,65	20,2	6,25	n.g.	n.g.
GWM 2b	14.6.99	4,5	0,054	0,025	43	0,049	0,98	0,49	22	6,0	0,27	486	15	454	0,008	0,27	2,55	20,1	6,78	n.g.	n.g.
GWM 2b	14.6.99	5,5	0,024	0,047	45	0,049	1,00	0,48	23	6,3	0,28	512	15	432	0,007	0,26	2,57	19,9	6,79	n.g.	n.g.
GWM 2b	14.6.99	6,5	<0,001	0,024	30	0,16	2,0	0,64	18	4,7	0,16	610	7,7	438	0,035	0,13	2,72	19,8	7,16	n.g.	n.g.
GWM 2b	14.6.99	7,5	0,24	0,019	26	0,21	2,6	0,43	17	4,3	0,10	643	6,3	442	0,046	0,060	2,96	19,5	9,00	n.g.	n.g.
GWM 3a	14.6.99	2,5	<0,001	0,040	64	<0,001	0,016	<0,001	12	11	1,2	226	27	400	<0,001	0,19	1,70	21,2	6,17	n.g.	n.g.
GWM 3b	14.6.99	4,5	<0,001	0,031	48	<0,001	0,025	<0,001	12	10	0,88	222	14	345	<0,001	0,23	1,56	20,8	6,05	n.g.	n.g.
GWM 3b	14.6.99	5,5	<0,001	0,030	48	<0,001	<0,001	<0,001	11	9,9	0,91	222	15	317	<0,001	0,21	1,59	20,5	6,03	n.g.	n.g.
GWM 3b	14.6.99	6,5	<0,001	0,041	59	0,004	0,039	<0,001	13	11	1,5	225	52	502	<0,001	0,35	1,74	20,2	6,03	n.g.	n.g.



Anhang 14: Verteilung von Chrom, Nickel, Kupfer und Zink im Grundwasser der ehemaligen Galvanik – Beprobung vom 07.12.1998

Anhang 15-a: Korrelationsmatrix aller Grundwassermessstellen im Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 07.12.98

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	E _H
Al	1	-0,06	<u>0,33</u> **	<u>0,41</u> **	0,25**	0,11	<u>0,31</u> **	0,34**	0,16	<u>0,22</u> **	0,11	0,06	-0,06	-0,36**	-0,03
Ca		1	-0,09	-0,12	0,20*	<u>0,40</u> **	-0,07	0,16	-0,32**	0,20*	0,09	<u>-0,51</u> **	0,06	0,14	0,26*
Cr			1	<u>0,63</u> **	<u>-0,21</u> *	-0,05	0,56**	0,27**	0,35**	<u>0,24</u> **	0,16	0,18*	0,03	-0,34**	-0,13
Cu				1	-0,28*	0,11	<u>0,57</u> **	<u>0,22</u> **	<u>0,40</u> **	<u>0,26</u> **	<u>0,30</u> **	0,25**	-0,12	-0,40**	\pm / \pm
Fe					1	0,19*	<u>-0,23</u> **	<u>0,42</u> *	-0,05	-0,09	0,16	-0,46**	0,44**	-0,36**	$\pm / 0$
Mn						1	0,15	<u>0,31</u> **	-0,14	0,34**	0,28**	-0,15	-0,22**	-0,18	0,34**
Ni							1	<u>0,41</u> **	<u>0,21</u> *	<u>0,48</u> **	0,24**	<u>0,42</u> **	-0,14	-0,45**	-0,08
SO ₄								1	0,05	0,33**	<u>0,63</u> **	-0,04	0,22**	-0,55**	-0,25*
V									1	0,09	0,03	0,16	-0,02	<u>-0,53</u> **	$\pm / 0$
Zn										1	0,04	<u>0,25</u> **	<u>-0,48</u> **	-0,05	0,23
Lf											1	-0,02	<u>0,41</u> **	-0,47**	-0,28*
T												1	<u>-0,38</u> **	0,23*	0,24*
pH													1	-0,27*	<u>-0,70</u> **
O ₂														1	0,37**
E _H															1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig) n<=142

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über Streudiagramm bestätigt

0/+/- keine, positive und/oder negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar, die über den Koeffizienten nicht zum Ausdruck kommt

Anhang 15-b: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 07.12.98

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	E _H
Al	1	-0,03	<u>0,67</u> **	<u>0,82</u> **	0,12	0,46**	<u>0,71</u> **	0,29	0,46**	0,52**	0,10	0,19	-0,36*	-0,32	0,30
Ca		1	0,13	-0,09	-0,16	<u>0,75</u> **	0,23	<u>0,18</u> *	-0,59**	<u>0,70</u> **	0,07	<u>-0,33</u>	<u>-0,51</u> **	0,32	0,51**
Cr			1	0,65**	-0,01	<u>0,27</u>	0,41*	0,11	0,35*	0,37*	0,12	-0,09	-0,30	-0,21	0,11
Cu				1	0,37*	0,28	<u>0,73</u> **	0,54**	<u>0,69</u> **	0,40*	0,44*	0,11	\pm / \pm	<u>-0,60</u> **	\pm / \pm
Fe					1	-0,08	0,06	0,34	0,60**	-0,13	0,57**	-0,25	<u>0,58</u> **	<u>-0,82</u> **	-0,70**
Mn						1	<u>0,58</u> **	0,26	-0,31	<u>0,93</u> **	\pm	-0,02	<u>-0,69</u> **	0,06	0 / \pm
Ni							1	<u>0,70</u> **	<u>0,29</u>	<u>0,65</u> **	0,42*	<u>0,40</u> *	-0,24	-0,31	0 / \pm
SO ₄								1	0,28	0,28	<u>0,81</u> **	<u>0,34</u>	<u>0,28</u>	-0,52**	-0,22
V									1	-0,23	0,42*	0,06	0,46**	<u>-0,80</u> **	-0,62**
Zn										1	<u>0,06</u>	-0,02	<u>-0,63</u> **	0,07	0 / \pm
Lf											1	0,09	<u>0,62</u> **	-0,68**	-0,64**
T												1	0,01	-0,01	<u>0,24</u>
pH													1	-0,53**	<u>-0,92</u> **
O ₂														1	0,58**
E _H															1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig) n<=33

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über Streudiagramm bestätigt

0/+/- keine, positive und/oder negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar, die über den Koeffizienten nicht zum Ausdruck kommt

Anhang 15-c: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 22.02.99

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	E _H
Al	1	0,28	0,51**	0,33*	0,34*	0,51**	0,66**	0,33*	0,27	<u>0,37*</u>	0,50**	0,38*	-0,29	-0,45*	0,37
Ca		1	0,24	0,07	0,13	<u>0,61**</u>	0,41*	<u>0,74**</u>	-0,28	0,39*	<u>0,61**</u>	0,00	<u>-0,48**</u>	-0,19	0,50**
Cr			1	0,20	0,10	0,18	0,33*	0,23	0,45**	0,11	0,39*	-	-0,18	-0,53**	0,25
Cu				1	0,16	<u>0,41*</u>	<u>0,69**</u>	0,30	0,12	<u>0,82**</u>	0,38*	-	-0,05	0,02	<u>± / ±</u>
Fe					1	0,43**	0,41*	0,38*	<u>0,39*</u>	-0,01	0,56**	0,25	0,39*	-0,28	-0,48**
Mn						1	<u>0,64**</u>	0,57**	0,04	0,54**	<u>0,65**</u>	0,00	-0,38*	<u>-0,55**</u>	<u>0 / ±</u>
Ni							1	<u>0,71**</u>	0,27	<u>0,68**</u>	<u>0,79**</u>	0,27	-0,19	-0,50**	<u>0 / ±</u>
SO ₄								1	0,08	0,34*	<u>0,79**</u>	<u>0,25</u>	-0,17	-0,45*	<u>0 / ±</u>
V									1	-0,21	0,33*	0,22	<u>0,40*</u>	-0,73**	-0,45*
Zn										1	<u>0,42**</u>	-0,06	-0,39*	0,25	<u>± / ±</u>
Lf											1	0,18	-0,01	-0,44*	0,05
T												1	-0,34*	-0,26	0,03
pH													1	0,12	<u>-0,87**</u>
O ₂														1	-0,01
E _H															1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig) n<=36

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über Streudiagramm bestätigt

0/+/- keine, positive und/oder negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar, die über den Koeffizienten nicht zum Ausdruck kommt

Anhang 15-d: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 31.05.99

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH	O ₂	E _H
Al	1	<u>0,31*</u>	-0,52**	0,33*	0,05	<u>0,51**</u>	<u>0,50**</u>	0,44**	-0,26	0,56**	0,21	<u>0,47**</u>	<u>-0,62**</u>	0,07	0,37*
Ca		1	-0,17	0,00	-0,28	<u>0,79**</u>	0,22	<u>0,53**</u>	<u>-0,24</u>	0,16	0,21	-0,03	<u>-0,50**</u>	-0,01	0,08
Cr			1	0,19	0,02	-0,25	-	0,07	0,49**	-0,19	0,32*	-0,25	0,62**	0,07	-0,18
Cu				1	0,01	0,10	<u>0,49**</u>	<u>0,33*</u>	0,09	0,58**	<u>0,41**</u>	0,19	-0,05	0,24	0,31
Fe					1	-0,36*	-0,05	<u>-0,02</u>	0,42**	-0,07	0,20	<u>-0,22</u>	0,20	-0,70**	-0,69**
Mn						1	<u>0,60**</u>	<u>0,69**</u>	-0,32*	<u>0,53**</u>	0,37*	0,17	<u>-0,62**</u>	0,05	0,41*
Ni							1	<u>0,77**</u>	0,01	<u>0,74**</u>	<u>0,67*</u>	<u>0,30</u>	-0,41**	0,12	0,40*
SO ₄								1	0,10	0,38*	<u>0,79**</u>	0,18	<u>-0,26</u>	-0,05	0,15
V									1	-0,20	<u>0,32*</u>	-0,20	<u>0,50**</u>	-0,41*	-0,55**
Zn										1	0,36*	0,37*	<u>-0,46**</u>	0,12	0,46**
Lf											1	0,11	0,17	-0,23	-0,15
T												1	-0,38*	0,25	0,12
pH													1	-0,09	-0,41*
O ₂														1	0,73**
E _H															1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig) n<=45

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über Streudiagramm bestätigt

0/+/- keine, positive und/oder negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar, die über den Koeffizienten nicht zum Ausdruck kommt

Anhang 15-e: Korrelationsmatrix der Grundwassermessstellen im südlichen Bereich der ehemaligen Galvanik – Grundwasserbeprobung vom 14.06.99

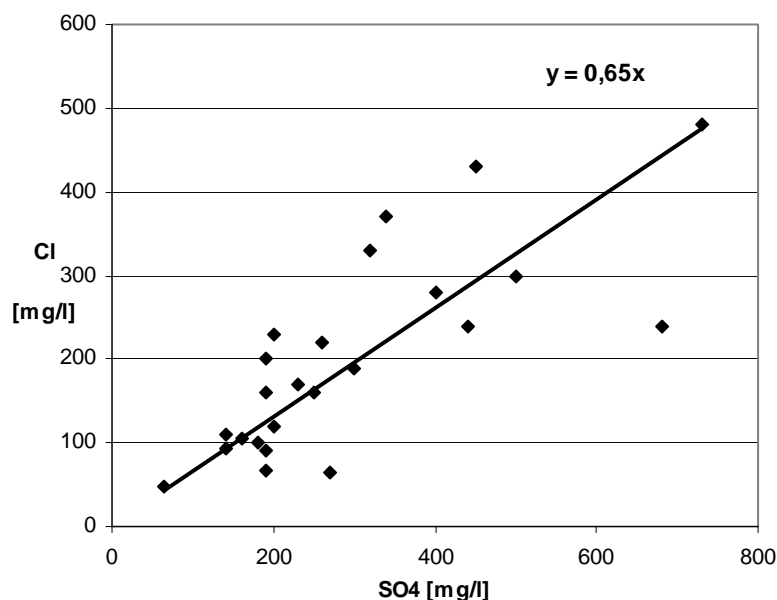
	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	SO ₄	V	Zn	Lf	T	pH
Al	1	0,04	0,32*	0,26	-0,02	0,07	0,13	0,17	0,05	-0,04	0,17	-0,01	0,12
Ca		1	-0,20	0,06	-0,21	<u>0,84</u> **	0,31*	0,53**	-0,46**	0,30*	0,29	0,09	<u>-0,49</u> **
Cr			1	0,44**	0,24	-0,20	0,11	0,21	0,60**	-0,20	0,41**	-0,29	<u>0,60</u> **
Cu				1	-0,08	0,29	0,72**	<u>0,71</u> **	0,31*	0,57**	<u>0,83</u> **	0,24	0,05
Fe					1	-0,49**	-0,16	-0,15	<u>0,50</u> **	-0,28	0,02	<u>-0,55</u> **	0,37*
Mn						1	<u>0,60</u> **	<u>0,68</u> **	-0,50**	<u>0,61</u> **	<u>0 / ±</u>	<u>0 / ±</u>	<u>-0,58</u> **
Ni							1	<u>0,85</u> **	0,02	<u>0,78</u> **	<u>0,81</u> **	0,33*	-0,45**
SO ₄								1	0,09	0,57**	<u>0,91</u> **	0,19	-0,28
V									1	-0,25	0,38*	-0,33*	<u>0,62</u> **
Zn										1	0,51**	0,39**	<u>-0,59</u> **
Lf											1	0,07	0,00
T												1	<u>-0,57</u> **
pH													1

** Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant (2-seitig) n<=45

* Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant (2-seitig)

0,50 Korrelation wurde über Streudiagramm bestätigt

0/+/- keine, positive und/oder negative Korrelation im Streudiagramm erkennbar, die über den Koeffizienten nicht zum Ausdruck kommt



Anhang 16: Linearer Zusammenhang zwischen Cl- und SO₄-Konzentrationen auf der Grundlage der Grundwasserbeprobung in der ehemaligen Galvanik von 1991

Anhang 17-a: Mineralisationen und berechnete Sättigungsindizes auf der Grundlage gemessener Lösungskonzentrationen vom 07.12.98 im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

Parameter	Einheit	B 02	B 02	B 04	B 05	B 09	B 10	B 10	B 10	B 11	B 12	B 13	B 14	B 15	B 16	B 17	B 18	B 19
pH-Wert	[-]	6,41	6,41	6,17	6,67	6,22	6,99	6,99	6,99	5,31	6,68	6,72	5,72	6,00	6,40	6,30	6,45	5,81
Redoxpotential	[mV]	214	604	23	147	248	128	128	556	290	185	146	196	168	155	160	209	276
Temperatur	[°C]	20,0	20,0	18,9	18,8	19,0	19,6	19,6	19,6	21,0	20,2	18,0	18,6	18,0	19,9	20,8	20,3	19,0
Al	[mg/l]	0,015	0,015	<0,001	0,035	<0,001	2,2	2,2	2,2	0,18	0,15	<0,001	<0,001	<0,001	0,14	<0,001	<0,001	0,25
Ba	[mg/l]	0,025	0,025	0,082	0,12	0,081	0,075	0,075	0,075	0,12	0,022	0,035	0,14	0,064	0,084	0,097	0,086	0,093
Ca	[mg/l]	55	55	73	133	54	76	76	76	125	8	34	94	69	87	88	54	47
Fe	[mg/l]	0,039	0,039	<0,001	0,016	0,005	0,094	0,094	0,094	<0,001	0,067	<0,001	<0,001	<0,001	0,15	<0,001	<0,001	0,16
Mg	[mg/l]	8,9	8,9	13	15	7,2	5,7	5,7	5,7	19	1,9	1,8	20	13	6,2	9,8	12	5,7
Mn	[mg/l]	0,42	0,42	0,28	0,16	0,038	0,020	0,020	0,020	2,0	0,073	0,010	1,3	0,061	0,05	0,99	0,66	0,13
Cr (ges.)	[mg/l]	34	34	1,1	3,2	0,006	77	77	77	0,016	0,038	0,004	0,005	0,030	0,96	0,002	0,007	0,004
Cu	[mg/l]	0,013	0,013	0,018	0,024	0,020	0,051	0,051	0,051	0,46	<0,001	<0,001	<0,001	0,003	0,022	0,13	0,067	0,01
Ni	[mg/l]	1,7	1,7	0,081	0,43	0,056	0,32	0,32	0,32	34	0,044	0,035	0,89	0,039	0,026	7,2	0,098	0,050
Zn	[mg/l]	2,2	2,2	0,022	0,040	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	5,0	<0,001	<0,001	0,029	0,017	0,11	0,055	0,016	0,025
SO ₄	[mg/l]	300	300	172	356	150	192	192	192	442	61	53	186	197	214	243	222	149
Cl ¹⁾	[mg/l]	195	195	111	231	97	125	125	125	287	39	35	121	100	139	158	145	97
HCO ₃ ²⁾	[mg/l]	465	465	175	310	160	990	990	990	80	145	170	250	85	90	90	185	135
Al(OH) ₃ (a)	[-]	-1,0	-1,0	-0,7	-0,7	-0,7	0,9	0,9	0,9	-1,5	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	0,0	0,0	-0,3	-0,3
Barite	[-]	0,1	0,1	0,5	0,8	0,5	0,4	0,5	0,5	0,8	-0,3	-0,1	0,7	0,5	0,6	0,7	0,6	0,6
Boehmite	[-]	1,2	1,2	1,2	1,5	1,5	3,1	3,1	3,1	0,7	2,1	2,1	2,1	2,1	2,2	2,2	1,9	1,9
Calcite	[-]	-0,9	-1,3	-1,4	-0,5	-1,5	0,1	-0,4	-0,4	-2,4	-1,8	-1,1	-1,6	-1,9	-1,3	-1,5	-1,2	-2,0
Cu(OH) ₂	[-]	-3,7	-3,4	-6,0	-3,4	-3,5	-2,7	-2,1	-2,1	-3,8	-3,8	-3,8	-3,8	-5,0	-3,5	-2,9	-2,7	-4,5
Cu metall	[-]	-3,2	-16	1,5	-1,2	-3,8	-0,4	-14	-14	-3,8	-3,8	-3,8	-3,8	-2,0	-1,0	-0,5	-2,2	-4,9
CupricFerrit	[-]	5,0	11	3,7	3,7	3,6	7,2	14	14	14	14	14	14	4,6	4,6	4,6	4,1	4,1
Cuprite	[-]	-2,8	-15	-0,3	-0,4	-3,1	1,1	-12	-12	-3,4	-3,4	-3,4	-3,4	-2,7	-0,3	0,8	-0,7	-5,3
CuprousFerrit	[-]	9,8	6,4	10	10	8,8	12	8,7	8,7	8,7	8,7	8,7	8,7	11	11	11	8,5	8,5
Chromit(Fe ³⁺)(c)	[-]	63	54	62	62	54	67	55	55	55	59	59	59	61	61	61	53	53
Chromit(Fe ³⁺)(c)	[-]	32	23	31	31	23	36	24	24	24	28	28	28	30	30	30	22	22
Cr(OH) ₃ (c)	[-]	2,6	-0,1	0,7	1,9	-1,5	3,7	-0,1	-0,1	-3,1	0,1	-0,9	-2,5	-2,2	1,0	-1,8	-1,1	-2,4
Eskolaite	[-]	11	5,6	7,3	9,7	3,0	13,3	5,7	5,7	-0,3	6,0	4,2	0,8	1,6	7,9	2,2	3,8	1,1
Dolomite (d)	[-]	-2,4	-3,2	-3,2	-1,6	-3,5	-0,7	-1,6	-1,6	-5,4	-3,9	-3,2	-3,5	-4,2	-3,6	-3,6	-2,7	-4,6
Ferrihydrite	[-]	-1,8	1,1	-2,5	-2,5	-2,5	-1,2	1,9	1,9	-1,1	-1,1	-1,1	-1,1	-2,1	-2,1	-2,1	-1,8	-1,8
Fe ₃ (OH) ₈	[-]	-7,7	-5,9	-9,0	-9,0	-10	-5,2	-3,3	-3,3	-5,2	-5,2	-5,2	-5,2	-7,6	-7,6	-7,6	-8,0	-8,0
Maghemite	[-]	0,0	5,6	-1,5	-1,5	-1,5	1,0	7,2	7,2	-3,5	-2,7	-2,6	-2,5	-2,9	-0,7	-0,7	-0,7	0,0
Magnetite	[-]	-2,0	-2,0	-2,4	-1,7	-2,6	-1,3	-1,3	-1,3	-3,5	-2,7	-2,6	-2,5	-2,9	-2,8	-2,7	-2,1	-3,2
Ni(OH) ₂	[-]	-3,0	-2,8	-4,4	-3,1	-4,4	-3,3	-2,8	-2,8	-3,5	-3,9	-3,8	-4,2	-4,8	-4,4	-2,3	-4,0	-5,2
Rhodochrosite	[-]	-0,6	-1,0	-1,3	-0,9	-2,1	-1,2	-1,5	-1,5	-1,7	-1,3	-2,1	-1,0	-2,4	-2,1	-0,9	-0,6	-2,1
Siderite (c)	[-]	-1,9	-5,8	-6,0	-2,2	-3,3	-0,7	-5,0	-5,0	-5,4	-1,6	-1,6	-6,8	-6,4	-4,8	-5,3	-5,6	-2,2
Zn(OH) ₂ (e)	[-]	-3,6	-3,5	-6,0	-4,8	-4,8	-4,8	-4,8	-4,8	-5,4	-1,6	-1,6	-6,8	-6,4	-4,8	-5,3	-5,6	-6,6

1,0 Sättigungsgrenze ist überschritten

1) rechnerisch ermittelt

2) über Ionenbilanz ermittelt

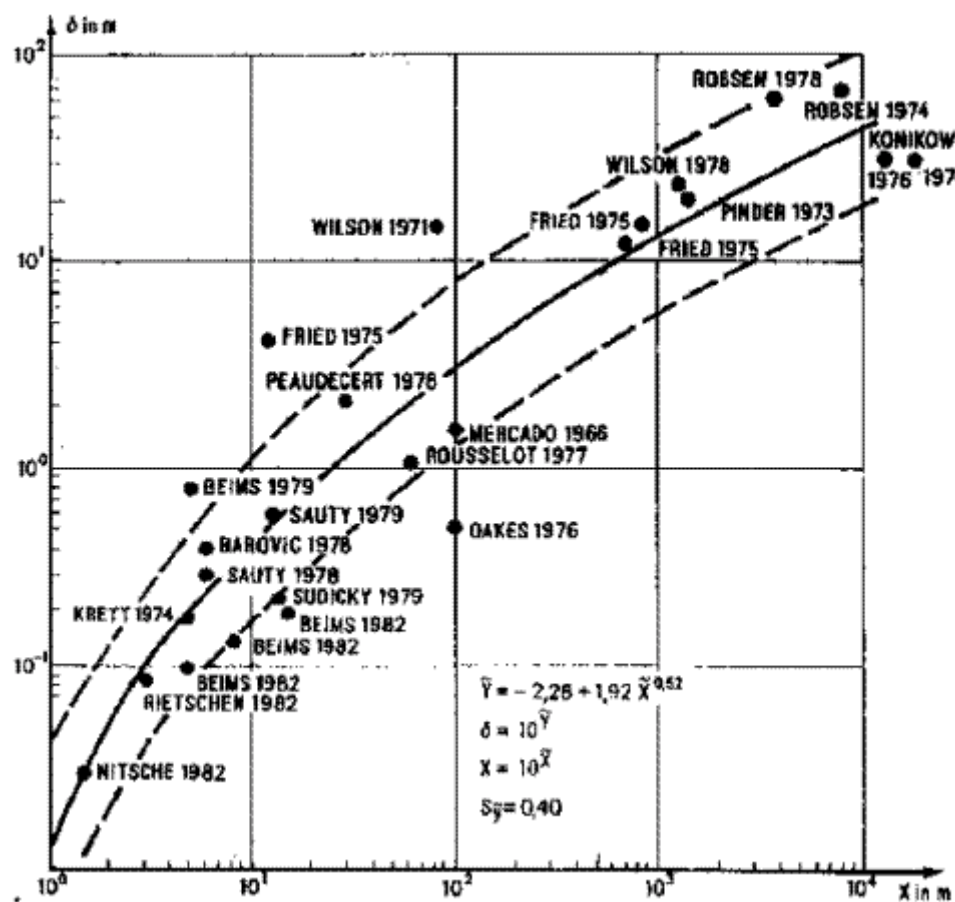
3) aus Messungen von benachbarten Messstellen abgeleitet

Redoxpotential über Cr(VI) kalibriert

Anhang 17-b: Mineralisationen und berechnete Sättigungsindizes auf der Grundlage gemessener Lösungskonzentrationen vom 07.12.98 im Grundwasser der ehemaligen Galvanik

Parameter	Einheit	B 20	B 21	B 22	B 23	B 24	KB 1.1	KB 2.1	KB 2.1	KB 3.1	KB 4	KB 6	KB 7	KB 7	GM 1	GM 2a	Verbindg.
pH-Wert	[-]	5,00	6,32	6,38	6,23	5,74	7,11	6,73	6,73	6,36	6,39	8,63	5,35	5,35	6,88	5,77	
Redoxpotential	[mV]	218	166	232	256	162	150 ³⁾	200 ³⁾	555	130 ³⁾	54	-377	220	707	-89	156	
Temperatur	[°C]	19,9	19,7	19,8	21,0	21,5	19,7	18,9	18,9	20,2	19,8	19,3	18,6	18,6	16,6	18,0	
Al	[mg/l]	0,17	<0,001	<0,001	0,014	0,35	1,2	0,038	0,038	0,008	0,28	1,0	9,8	9,8	<0,001	0,17	
Ba	[mg/l]	0,14	0,14	0,081	0,11	0,076	0,030	0,054	0,054	0,16	0,050	0,023	0,059	0,059	0,015	0,11	
Ca	[mg/l]	153	81	61	57	111	74	80	80	64	104	32	96	96	39	135	
Fe	[mg/l]	1,9	<0,001	<0,001	0,008	0,17	4,2	0,12	0,12	0,017	0,13	0,98	0,080	0,080	0,034	0,20	
Mg	[mg/l]	12,5	9,8	7,3	4,0	21	12	15	15	9,4	19	7,6	19	19	2,0	9,1	
Mn	[mg/l]	1,5	0,60	0,027	0,021	0,17	0,45	0,23	0,23	0,33	0,17	0,12	0,76	0,76	0,046	1,0	
Cr (ges.)	[mg/l]	0,007	0,007	0,004	<0,001	0,031	0,031	3,7	3,7	0,015	0,004	0,091	241	241	0,002	<0,001	
Cu	[mg/l]	40	0,031	0,009	<0,001	<0,001	<0,001	0,030	0,030	0,015	0,007	1,0	1,1	1,1	0,14	0,049	
Ni	[mg/l]	2,5	6,2	0,070	0,018	0,13	1,3	0,37	0,37	0,033	1,8	3,3	3,1	3,1	0,16	84	
Zn	[mg/l]	92	0,086	<0,001	<0,001	0,058	0,082	0,041	0,041	0,048	0,43	0,019	2,4	2,4	0,34	3,8	
SO ₄	[mg/l]	270	336	141	207	281	433	271	271	259	270	405	292	292	140	444	
Cl ¹⁾	[mg/l]	800	218	91	90	65	281	176	176	169	176	600	290	290	91	288	
HCO ₃ ²⁾	[mg/l]	140	1	160	155	240	405	195	195	<0,001	5	90	1800	2000	210	395	
Al(OH) ₃ (a)	[-]	-2,3			-1,1	-0,2	0,5	-0,7	-0,7	-1,3	0,3	-1,0	0,3	0,3		-0,6	Al(OH) ₃
Barite	[-]	0,7	0,9	0,5	0,7	0,6	0,3	0,5	0,5	0,9	0,4	0,1	0,3	0,5	-0,2	0,8	BaSO ₄
Boehmite	[-]	-0,4															AlOOH
Calcite	[-]	-2,4	-3,5	-1,2	-1,4	-1,5	-0,2	-0,8	-0,9		-2,7	0,2	-1,3	-2,5	-0,9	-1,3	CaCO ₃
Cu(OH) ₂	[-]	-3,3	-3,6	-3,6				-2,7	-2,6	-4,2	-5,7	-7,4	-4,2	-3,4	-5,5	-4,9	Cu(OH) ₂
Cu metall	[-]	-0,1	-1,3	-3,7				-2,3	-1,4	-0,8	0,2	8,7	-1,7	-1,7	4,5	-1,1	Cu
CupricFerrit	[-]	0,6						8,5	13	1,1	-1,2	-2,6	-1,7	9,8	-4,5	-0,8	CuFe ₂ O ₄
Cuprite	[-]	0,8	-0,7	-3,1				-0,8	-13	-0,7	-1,3	5,5	-1,8	-1,6	3,2	-1,8	Cu ₂ O
CuprousFerrit	[-]	9,2						12,1	8,6	9,1	8,4	12	7,2	5,1	9,0	8,0	CuFeO ₂
Chromit(Fe ²⁺)(c)	[-]	48				54	62	63	55	56	56	68	58	53	57		FeOCr ₂ O ₃
Chromit(Fe ³⁺)(c)	[-]	17				23	31	32	24	25	25	37	27	22	26		FeOCr ₂ O ₃
Cr(OH) ₃ (c)	[-]	-4,4	-1,3	-1,4		-1,7	0,4	2,1	-0,1	-0,9	-1,4	2,0	1,1	-0,1	-1,0		Cr(OH) ₃
Escolait	[-]	-2,8	3,4	3,1		2,5	6,8	10	5,7	4,2	3,1	9,9	8,0	5,7	3,9		Cr ₂ O ₃
Dolomite (d)	[-]	-5,7	-7,6	-3,1	-3,7	-3,4	-0,9	-2,1	-2,2		-5,9	-0,1	-2,9	-5,4	-2,8	-3,6	CaMg(CO ₃) ₂
Ferrhydrite	[-]	-4,2			-2,1	-3,9	1,2	-0,5	1,9	-3,5	-3,9	-3,7	-4,9	0,5	-5,5	-4,0	Fe(OH) ₃
Fe ₃ (OH) ₈	[-]	-17			-9,3	-13	1,7	-3,9	-3,0	-12	-11	-6,1	-1,6	-8,5	-14	-13	Fe ₃ (OH) ₈
Maghemite	[-]	-7,8			-0,8	-4,4	6,0	2,5	7,2	-3,6	-4,3	-4,3	-6,1	4,3	-7,7	-4,5	γ-Fe ₂ O ₃
Magnesite	[-]	-3,6	-4,7	-2,4	-2,9	-2,5	-1,3	-1,8	-1,8	-3,6	-0,7	-0,7	-2,2	-2,2	-2,5	-2,8	MgCO ₃
Ni(OH) ₂	[-]	-5,2	-2,0	-4,1	-5,1	-5,2	-2,2	-2,9	-2,8	-4,2	-2,4	0,6	-4,8	-4,3	-2,9	-2,2	Ni(OH) ₂
Rhodochrosite	[-]	-2,0	-3,1	-2,1	-2,4	-1,8	0,0	-0,9	-0,9		-3,0	0,1	-1,1	-2,1	-1,3	-1,0	MnCO ₃
Siderite (c)	[-]	-2,0			-3,1	-2,1	0,7	-1,4	-5,2		-3,2	0,8	-2,3	-5,5	-1,7	-2,0	FeCO ₃
Zn(OH) ₂ (e)	[-]	-4,8	-5,1			-6,5	-3,8	-4,6	-4,6	-5,2	-4,2	-1,8	-6,0	-5,6	-3,4	-4,7	Zn(OH) ₂

- 1,0 Sättigungsgrenze ist überschritten
 1) rechnerisch ermittelt
 2) über Ionenbilanz ermittelt
 3) aus Messungen von benachbarten Messstellen abgeleitet
 Redoxpotential über Cr(VI) kalibriert



Anhang 18: Zusammenhang zwischen Dispersivität und Transportstrecke (n. BEIMS, 1983)

Anhang 19-a: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Ni

GWM	Ni _{gem.} [mg/l]	Ni _{ber.} [mg/l]	Ni _{MW} [mg/l]	Ni _{Min} [mg/l]	Ni _{Max} [mg/l]	Anzahl Probenn.
	01.12.91	n. 3000d	1997-2000	1997-2000	1997-2000	1997-2000
B 1	53	0,39	überbaut			
B 2	54	1,3	1,1	0,49	1,7	3
B 3	18	0,058	überbaut			
B 4	8,2	0,009	0,091	0,076	0,12	3
B 5	2,9	0,36	0,71	0,071	1,6	16
B 6	19	0,031	überbaut			
B 10	4,0	0,045	0,20	0,10	0,32	3
B 11	40	0,75	31	19	50	16
B 12	7,3	0,003	0,13	0,01	0,33	16
B 17	39	0,13	8,5	5,5	13	3
B 20	4,5	0,028	2,2	1,8	2,5	3
B 21	26	0,28	6,1	5,7	6,6	3
KB 1.1	72	2,4	2,4	1,4	3,0	3
KB 4	1,9	0,038	1,5	1,1	1,8	3
KB 5	37	2,6	überbaut			
KB 6	13	1,0	3,9	0,16	31	16
KB 7	2,8	0,008	1,3	0,02	4,4	16

Anhang 19-b: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Zn

GWM	Zn _{gem.} [mg/l]	Zn _{ber.} [mg/l]	Zn _{MW} [mg/l]	Zn _{Min} [mg/l]	Zn _{Max} [mg/l]	Anzahl Probenn.
	01.12.91	n. 3000d	1997-2000	1997-2000	1997-2000	1997-2000
B 2	1,1	0,022	1,1	0,25	2,2	3
B 9	2,4	0,089	0,015	0,001	0,022	3
B 10	4,5	0,052	0,22	0,001	0,64	3
B 11	1,6	0,050	1,3	0,59	5,1	16
B 12	1,2	0,000	0,042	0,001	0,16	16
B 18	1,6	0,005	0,039	0,016	0,073	3
B 20	200	4,4	77	64	92	3
B 22	1,0	0,077	0,017	0,001	0,034	3
KB 1.1	3,2	0,052	0,19	0,014	0,48	3
KB 5	2,4	0,002	Überbaut			
KB 7	1,1	0,002	0,38	0,028	3,3	16

Anhang 19-c: Gemessene und berechnete Konzentrationen des Elementes Cr

GWM	Cr _{gem.} [mg/l]	Cr _{ber.} [mg/l]	Cr _{MW} [mg/l]	Cr _{Min} [mg/l]	Cr _{Max} [mg/l]	Anzahl Probenn.
	01.12.91	n. 3000d	1997-2000	1997-2000	1997-2000	1997-2000
B 1	13	0,40	überbaut			
B 2	260	51	42	34	50	3
B 3	3,6	0,041	überbaut			
B 5	5,8	0,64	2,5	0,019	7,1	16
B 10	170	40	87	69	115	3
B 11	1,6	0,088	0,017	0,001	0,081	16
B 16	6,3	0,13	0,71	0,57	0,96	3
B 21	3,4	0,15	0,003	0,001	0,007	3
KB 1.1	24	18	3,2	0,031	4,9	3
KB 2.1	44	6,6	4,8	0,059	9,6	16
KB 5	5,0	0,052	überbaut			
KB 7	75	0,58	68	0,001	320	16